

Titre: Applicabilité du modèle d'analyse quantitative du risque
Title: microbiologique de Santé Canada aux installations de traitement
d'eau potable de la région de Montréal

Auteur: Amélie Lefebvre
Author:

Date: 2011

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Lefebvre, A. (2011). Applicabilité du modèle d'analyse quantitative du risque
Citation: microbiologique de Santé Canada aux installations de traitement d'eau potable
de la région de Montréal [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/724/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie:
PolyPublie URL: <https://publications.polymtl.ca/724/>

**Directeurs de
recherche:** Benoit Barbeau
Advisors:

Programme: Génie civil
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

APPLICABILITÉ DU MODÈLE D'ANALYSE QUANTITATIVE DU RISQUE
MICROBIOLOGIQUE DE SANTÉ CANADA AUX INSTALLATIONS DE
TRAITEMENT D'EAU POTABLE DE LA RÉGION DE MONTRÉAL

AMÉLIE LEFEBVRE

DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)

DÉCEMBRE 2011

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

APPLICABILITÉ DU MODÈLE D'ANALYSE QUANTITATIVE DU RISQUE
MICROBIOLOGIQUE DE SANTÉ CANADA AUX INSTALLATIONS DE TRAITEMENT
D'EAU POTABLE DE LA RÉGION DE MONTRÉAL

présenté par : LEFEBVRE Amélie

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

Mme PRÉVOST Michèle, Ph. D., présidente

M. BARBEAU Benoit, Ph. D., membre et directeur de recherche

Mme MCFADYEN Stéphanie, M. Sc. A., membre

DÉDICACE

À mes parents, mes deux sœurs et mon frère

REMERCIEMENTS

Je remercie mon directeur de recherche, Benoit Barbeau, pour son soutien, ses conseils et son écoute tout au long de ce projet.

Dans le cadre de ce projet, une cueillette importante de données a été réalisée auprès des installations de traitement d'eau potable de la région de Montréal. Je remercie donc toutes les personnes qui m'ont fourni les différentes données qui ont été essentielles pour ce projet : Daniel Duchesne, Josée Coallier, Claude Durivage, Daniel Legault, François Tremblay, Marie-Anne Gabrielle, Stéphane Dumas, Roger Lajoie, Jean-Luc Galand, Marijo Pilon, Pierre Dussault, Simon Martel, Stéphane Schiltz, Alain Champagne et Laurent Laroche.

Au cours de mes études à Polytechnique, j'ai rencontré des personnes incroyables qui sont devenus des amis. Je tiens à remercier Evelyne, Simon et François pour leur support, leur amitié et tous les moments agréables passés ensemble. Je remercie Anne-Sophie, Isabelle et Valentin pour leur aide à différents moments du projet. Je remercie aussi Céline, Gabrielle et Félix. Je connais un peu moins bien les autres étudiants de la Chaire, mais vous avez toujours été très gentils et je suis ravie d'avoir fait votre connaissance.

Je remercie Annie Carrière, France Boisclair, Julie Philibert et Jacinthe Mailly qui ont été des personnes ressources importantes pour moi. Je remercie Stéphanie McFadyen, Ian Douglas et Josh Elliot qui sont les 3 principales personnes impliquées dans le modèle QMRA.

Finalement, je tiens à remercier toute ma famille. Merci à mes parents pour leur support tout au long de mes études. Merci à mes 2 sœurs qui sont pour moi des amies et des confidentes. Merci à mon frère pour son sens de l'humour que j'adore.

RÉSUMÉ

Les dernières recommandations concernant la qualité de l'eau potable favorisent l'adoption d'une approche à barrières multiples pour assurer la salubrité de l'eau potable. Cette approche vise l'évaluation de tout le système, de l'eau brute au consommateur en passant par les procédés de traitement et le réseau de distribution. L'analyse quantitative du risque microbiologique (QMRA) est utilisée dans le cadre de l'approche à barrières multiples. Cet outil permet d'estimer le risque sanitaire relié à l'exposition à des microorganismes pathogènes via l'eau potable en utilisant les données relatives à la qualité microbiologique des eaux brutes et des procédés de traitement. Le QMRA présente l'avantage d'être spécifique à l'installation étudiée. Le QMRA est de plus en plus utilisé à travers le monde. En Hollande, par exemple, la mise en œuvre du QMRA est exigée par la réglementation en vigueur.

Santé Canada a développé un modèle QMRA qui permet d'estimer le risque pour la santé humaine que représente l'exposition à 5 microorganismes pathogènes : *Cryptosporidium*, *Giardia*, rotavirus, *E. coli* O157:H7 et *Campylobacter*. Ce modèle sera offert à moyen terme aux exploitants d'installations de traitement d'eau potable. L'objectif principal du projet est d'évaluer l'applicabilité du modèle QMRA élaboré par Santé Canada. Pour ce faire, le modèle a été appliqué pour l'année 2009 à 9 installations de traitement d'eau potable de la région de Montréal : Atwater, Charles-J. Des Bailleurs, Pointe-Claire, Dorval, Lachine, Pierrefonds, Chomedey, Pont-Viau et Sainte-Rose.

En premier lieu, la qualité microbiologique des eaux brutes de la région de Montréal a été caractérisée. Une saisonnalité est observée pour la concentration des coliformes thermotolérants - *E. coli* à l'eau brute. La contamination par coliformes thermotolérants - *E. coli* est plus faible durant la période estivale pour toutes les installations à l'exception de l'installation Atwater où une élévation est observée qui est possiblement causée par le canal de l'aqueduc. Pour une installation de traitement donnée, l'étendue des données pour la concentration de coliformes thermotolérants - *E. coli* varie sur 2 à 3 ordres de grandeur et ce, indépendamment du niveau de contamination moyen des eaux. Une différence de 1 à 2 log au niveau de la concentration moyenne de coliformes thermotolérants - *E. coli* est observée entre les différentes installations de traitement d'eau potable. La plus faible concentration est retrouvée à Charles-J. Des Bailleurs ($6,9 \pm 9,2$ UFC/100mL) et la concentration la plus élevée à Sainte-Rose (238 ± 254 UFC/100mL).

L'analyse des données a montré qu'en général les données des concentrations des microorganismes à l'eau brute au-dessus de la limite de détection suivent une distribution log-normale à l'exception des données de concentrations élevées de coliformes thermotolérants pour Atwater. Le modèle propose une classification des eaux brutes pour les 5 microorganismes retenus. Cette approche est très utile puisque les installations ne réalisent pas des mesures pour chaque microorganisme retenu par le modèle. Dans la région de Montréal, seules les installations Atwater, Charles-J. Des Bailleurs, Chomedey, Pont-Viau et Sainte-Rose font des mesures de protozoaires. Aucune des installations de la région de Montréal réalisent des mesures pour les rotavirus ou *Campylobacter*. Pouvoir estimer la concentration de ces microorganismes sur la base de la concentration d'*E. coli* s'avère donc nécessaire. La relation entre *E. coli* et les protozoaires a été évaluée. Une analyse avec un grand nombre de données montre qu'en général la concentration de protozoaires est élevée lorsque celle des coliformes thermotolérants - *E. coli* est élevée. Par contre, une analyse effectuée sur une base mensuelle montre que le pouvoir de prédiction des concentrations de protozoaires à partir de la concentration de coliformes thermotolérants - *E. coli* est faible.

En second lieu, la performance des traitements pour chaque installation a été évaluée pour l'année 2009. En ce qui concerne l'enlèvement physique, les valeurs proposées par le modèle ont été utilisées. Selon Santé Canada, les installations de la région de Montréal sont séparées en deux classes soient les installations sans coagulation (Atwater et Charles-J. Des Bailleurs) et les installations avec coagulation-floculation-décantation (autres installations). Il n'y aucune distinction supplémentaire entre les différentes installations selon Santé Canada. Le modèle aurait avantage à incorporer un paramètre plus spécifique à l'installation tel que la turbidité pour l'évaluation de l'enlèvement physique. En ce qui concerne la désinfection, 2 méthodes ont été comparées soient la méthode de Santé Canada (CT_{moyen}) et la méthode IDDF (Integrated disinfection design framework) qui permet de tenir compte de l'efficacité hydraulique dans le calcul de l'inactivation. Les inactivations calculées par la méthode IDDF et Santé Canada sont similaires pour *Cryptosporidium*, les bactéries et les virus mais très différentes pour *Giardia*. Dans le cas d'un microorganisme très résistant comme *Cryptosporidium*, les inactivations calculées sont très faibles. Or, l'impact de l'hydraulique se manifeste lorsque les inactivations sont plus élevées comme c'est le cas pour *Giardia*. Dans le cas des bactéries et des virus, un effet

plus prononcé était attendu, mais les inactivations calculées par les deux méthodes sont si importantes qu'elles atteignent les limites maximales posées par le modèle de Santé Canada.

En troisième lieu, le modèle QMRA de Santé Canada a été appliqué aux 9 installations de traitement de la région de Montréal. En général, les installations de traitement atteignent l'objectif de 10^{-6} DALY/personne par année à l'exception des installations Atwater Charles-J. Des Bailleurs pour lesquelles le risque associé à *Cryptosporidium* est supérieur à l'objectif visé. Néanmoins, ces 2 installations vont rencontrer l'objectif grâce à l'ajout incessant des UV. Entre les différentes installations, des écarts de plusieurs ordres de grandeur sont observés au niveau des risques associés à *Giardia* (10 ordres de grandeur), aux bactéries (10 ordres de grandeur) et aux virus (6 ordres de grandeur). L'utilisation de la méthode IDDF affecte plus particulièrement le risque associé à *Giardia*. Comme attendu, l'impact de l'utilisation de la méthode IDDF est plus important pour les installations où l'efficacité hydraulique est plus faible. Le modèle QMRA de Santé Canada offre la possibilité à l'utilisateur d'essayer divers scénarios. L'effet de la variation de différents paramètres a été évalué. Le risque a également été calculé en ajoutant graduellement les différents procédés de traitement. Cela a permis de voir l'évolution du risque au cours du traitement et de déterminer quelles étapes du traitement sont critiques pour les différents microorganismes.

Des modifications au modèle seraient à considérer au niveau des modèles dose-réponse, du traitement des données microbiologiques à l'eau brute, de l'enlèvement physique et de la méthode de calcul du CT. Pour être utilisé par les exploitants d'installation de traitement, le modèle se doit d'être relativement simple, facile à utiliser et à comprendre. Le modèle ne vise pas à estimer le taux de morbidité au sein d'une population, mais permet plutôt de mieux comprendre l'impact d'une variation de la concentration de microorganismes à l'eau brute ou la défaillance d'un procédé sur la qualité de l'eau produite et d'évaluer si le traitement est suffisant pour l'atteinte de l'objectif sanitaire. L'application du QMRA pourrait motiver les installations à mieux caractériser l'eau brute et la performance des procédés de traitement et permettrait aussi de lier l'opérateur à la santé publique.

ABSTRACT

The current drinking water quality guidelines encourage the adoption of a multiple-barriers approach to ensure production of safe drinking water. This approach encompasses the assessment of all steps in water supply from source water to consumer. The quantitative microbial risk assessment (QMRA) is a part of the multiple-barriers approach. With this tool, we can estimate the risk related to pathogens in drinking water by using source water quality and water treatment data. The QMRA approach provides site-specific information. QMRA is increasingly being applied by different organizations all around the world. For example, in the Netherlands, water suppliers must conduct a site-specific QMRA on all surface water suppliers.

Health Canada has developed a QMRA model that estimates the level of risk to human health from exposure to 5 pathogens: *Cryptosporidium*, *Giardia*, rotavirus, *E. coli* O157:H7 and *Campylobacter*. This model will be offered in the medium term to drinking water suppliers. The main objective of this project is to evaluate the applicability of Health Canada QMRA model. In order to do it, the model has been applied in 2009 to 9 water treatment plants (WTPs) in the region of Montreal: Atwater, Charles-J. Des Baillets, Pointe-Claire, Dorval, Lachine, Pierrefonds, Chomedey, Pont-Viau and Sainte-Rose.

First, the source water quality of the region of Montreal has been evaluated and characterized. A few years of microbial data have been collected. Seasonality has been observed for the concentration of thermotolerant coliforms – *E. coli* at source water. The contamination by thermotolerant coliforms – *E. coli* is lower in summer for all WTPs except Atwater WTP where an increase has been observed and potentially caused by the canal de l'aqueduc. For a WTP, the data for thermotolerant coliforms – *E. coli* vary over 2 to 3 orders of magnitude independently of the contamination level. There is a difference of 1 to 2 orders of magnitude between the concentrations of thermotolerant coliforms – *E. coli* of the different WTPs. The lowest concentration has been found at Charles-J. Des Baillets WTP ($6,9 \pm 9,2$ CFU/100mL) and the highest concentration at Sainte-Rose WTP (238 ± 254 CFU/100mL). The analysis of the data showed that in general the microorganism concentrations of the source waters of Montreal above the detection limit fit a log-normal distribution except for high concentrations of thermotolerant coliforms at Atwater WTP. If the pathogen concentrations are unknown, the model suggests default values. The concentration of *Cryptosporidium*, *Giardia*, rotavirus or *Campylobacter* can

be estimated from *E. coli* concentration. This approach is really useful because the WTPs did not measure the concentration for each pathogen of the model. In the region of Montreal, only the Atwater, Charles-J. Des Baillets, Chomedey, Pont-Viau and Sainte-Rose WTPs measure the concentration of protozoans. None of the WTPs measures the concentration of rotavirus or *Campylobacter*. To estimate the concentration of these microorganisms from the concentration of *E. coli* turn out to be necessary. The correlation between of *E. coli* and the protozoans has been evaluated. An analysis with a large number of data shows that in general the protozoan concentration is high when the one for thermotolerant coliforms – *E. coli* is high. On the other hand, an analysis on a monthly basis shows that the correlation between those microorganisms is weak.

Second, the treatment processes performance for each WTP has been estimated for 2009. Concerning the physical removal, the proposed values by Health Canada have been used. According to those values, the WTPs of Montreal are separated into 2 groups namely the WTPs without coagulation (Atwater and Charles-J Des Baillets) and WTPs with coagulation-flocculation-sedimentation (all other WTPs). There is no other distinction between the WTPs according to Health Canada. The model should incorporate a parameter more specific of the WTP like the turbidity for the evaluation of physical removal. For disinfection, two methods were compared: Health Canada method (CT_{mean}) and the IDDF (Integrated disinfection design framework) method that takes account hydraulic efficiency for the inactivation calculation. The log of inactivation calculated with the Health Canada method or the IDDF method are similar for *Cryptosporidium*, the bacteria and the rotavirus but are very different for *Giardia*. For high resistant pathogen like *Cryptosporidium*, the log of inactivation is really small. However the impact of hydraulic appears when the inactivations are higher like for *Giardia*. For the bacteria and the rotavirus, a more pronounced impact was expected, but the inactivations were so high with both methods than they reached the capped values used in the model.

Third, the Health Canada QMRA model has been applied to the 9 WTPs in the region of Montreal. In general, the risks for every WTP are below the level of risk of 10^{-6} DALY/person per year except the risk for *Cryptosporidium* for the WTPs Atwater and Charles-J. Des Baillets. With the addition of UV expected in 2012, those two WTPs will meet the objective. Between the different WTPs, there are differences of several orders of magnitude for the risk for *Giardia* (10 orders of magnitude), the bacteria (10 orders of magnitude) and the rotavirus (6 orders of

magnitude). The using of IDDF method has a greater impact on the risk for *Giardia*. As expected, the impact of IDDF method is higher for WTPs with lower hydraulic efficiency. The QMRA model gives to the user the possibility to try different scenarios. The variation of different parameters has been evaluated. The risk was also calculated by adding gradually the different treatment processes. It allowed to see the evolution of the risk during different phases of the treatment and to determine which treatment step is critical for each pathogen.

Some modifications to the QMRA model should be considered for the dose-response models, the treatment of microbial data at source water, the physical removal and the method of CT calculation. To be used by water suppliers, the QMRA model has to be easy to use and to understand. The model is not for evaluating the morbidity rate in the population but allows rather a better understanding of the impact of a variation of the pathogen concentration at source water or a failure of a treatment process on the drinking water quality. It also allows evaluating if the water treatment performance is enough to meet the level of risk. The QMRA application might motivate the water suppliers to better characterize their source water and the treatment processes performance. This also might link the operator with public health.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	VIII
TABLE DES MATIÈRES	XI
LISTE DES TABLEAUX.....	XV
LISTE DES FIGURES.....	XIX
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXIII
LISTE DES ANNEXES	XXV
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE	3
1.1 Analyse de risque	3
1.2 Identification des dangers.....	4
1.2.1 Protozoaires.....	4
1.2.2 Bactéries	8
1.2.3 Virus	11
1.3 Estimation de l'exposition.....	13
1.3.1 Concentration des microorganismes à l'eau brute	13
1.3.2 Calcul du log de réduction	15
1.3.3 Calcul de la dose	24
1.4 Estimation du modèle dose-réponse.....	25
1.5 Caractérisation du risque	33
CHAPITRE 2 OBJECTIFS DE RECHERCHE ET MÉTHODOLOGIE	37

2.1	Objectifs de recherche	37
2.1.1	Objectif général	37
2.1.2	Objectifs spécifiques	37
2.2	Hypothèses de recherche	37
2.2.1	Hypothèse générale	37
2.2.2	Hypothèses spécifiques	37
2.3	Méthodologie	38
CHAPITRE 3 CARACTÉRISATION DE LA QUALITÉ MICROBIOLOGIQUE DES EAUX BRUTES DES INSTALLATIONS DE TRAITEMENT D'EAU POTABLE DE LA RÉGION DE MONTRÉAL.....		39
3.1	Installations de traitement d'eau potable Charles-J.-Des Baillets et Atwater	43
3.1.1	Configuration physique des prises d'eau	43
3.1.2	Qualité microbiologique de l'eau brute.....	43
3.2	Installations de traitement d'eau potable de Pointe-Claire, Dorval et Lachine.....	49
3.2.1	Configuration physique des prises d'eau	49
3.2.2	Qualité microbiologique des eaux brutes	50
3.3	Installations de traitement d'eau potable de Pierrefonds, Chomedey, Pont-Viau et Sainte-Rose.....	53
3.3.1	Configuration physique des prises d'eau	53
3.3.2	Qualité microbiologique des eaux brutes	54
3.4	Fréquence d'échantillonnage et calcul des moyennes.....	59
3.5	Évaluation de la log-normalité des données de concentrations de microorganismes à l'eau brute des installations de traitement	64
3.6	Classification de l'eau brute et objectifs de traitement selon les approches de Santé Canada, du Québec et de l'USEPA	67

3.6.1 Synthèse des approches de Santé Canada, du Québec et de l'USEPA pour le classement des eaux brutes et des objectifs de traitement.....	67
3.6.2 Classement des eaux brutes étudiées.....	69
3.6.3 Objectifs de traitement selon les approches de Santé Canada, du Québec et de l'USEPA.....	75
3.7 Évaluation de la corrélation entre coliformes thermotolérants - <i>E. coli</i> et les protozoaires.....	77
3.8 Conclusions.....	79
CHAPITRE 4 ÉVALUATION DE LA PERFORMANCE DES PROCÉDÉS DE TRAITEMENT DES INSTALLATIONS DE TRAITEMENT D'EAU POTABLE	82
4.1 Description des filières de traitement.....	82
4.2 Traitement physique – Calcul des enlèvements	83
4.3 Désinfection - Calcul de l'inactivation.....	83
4.3.1 Procédés de désinfection des installations de traitement d'eau potable de la région de Montréal	84
4.3.2 Comparaison des inactivations obtenues par la méthode de Santé Canada ou la méthode IDDF.....	90
4.4 Conclusions.....	95
CHAPITRE 5 APPLICATION DU MODÈLE QMRA DE SANTÉ CANADA AUX INSTALLATIONS DE TRAITEMENT D'EAU POTABLE DE LA RÉGION DE MONTRÉAL.....	96
5.1 Comparaison des risques microbiologiques calculés à l'aide du modèle QMRA de Santé Canada pour les différentes installations de traitement étudiées.....	96
5.1.1 Conditions utilisées pour le calcul des risques microbiologiques.....	96
5.1.2 Risques microbiologiques associés à <i>Cryptosporidium</i>	97
5.1.3 Risques microbiologiques associés à <i>Giardia</i>	99

5.1.4	Risques microbiologiques associés aux bactéries et aux rotavirus	100
5.2	Sensibilité des paramètres sur le calcul de risque	102
5.2.1	Concentration des microorganismes à l'eau brute et performances du traitement physico-chimique	102
5.2.2	Taux de récupération, fraction infectieuse et volume d'eau consommé	104
5.2.3	Évolution du risque microbiologique selon les différentes étapes du traitement.....	105
5.3	Comparaison des risques obtenus pour les calculs de CT par la méthode de Santé Canada ou la méthode IDDF	109
5.4	Conclusions	110
CHAPITRE 6	DISCUSSION	111
6.1	Modèles dose-réponse	111
6.2	Données microbiologiques à l'eau brute	112
6.3	Traitement	114
6.3.1	Enlèvement physique	114
6.3.2	Désinfection	115
6.4	Impact des bris de performance	116
6.5	Quantification du risque microbiologique.....	116
CONCLUSION	117
BIBLIOGRAPHIE	120
ANNEXES	128

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1-1: Étapes de l'analyse de risque.....	3
Tableau 1-2 Classification des genres <i>Cryptosporidium</i> et <i>Giardia</i>	5
Tableau 1-3 Classification des genres <i>Escherichia</i> et <i>Campylobacter</i>	8
Tableau 1-4 Valeurs par défaut pour les concentrations de microorganismes à l'eau brute proposées par le modèle QMRA de Santé Canada	13
Tableau 1-5 Log d'enlèvement pour les procédés de coagulation, floculation et décantation selon le modèle QMRA de Santé Canada.....	16
Tableau 1-6 Log d'enlèvement pour les procédés de filtration selon le modèle QMRA de Santé Canada.....	16
Tableau 1-7 Équations pour le calcul de l'inactivation de <i>Cryptosporidium</i> par différents désinfectants selon Santé Canada.....	21
Tableau 1-8 Équations pour le calcul de l'inactivation de <i>Giardia</i> par différents désinfectants selon Santé Canada.....	22
Tableau 1-9 Équations pour le calcul de l'inactivation des virus par différents désinfectants selon Santé Canada	22
Tableau 1-10 Équations pour le calcul de l'inactivation d' <i>E. coli</i> par différents désinfectants selon Santé Canada	23
Tableau 1-11 Équations pour le calcul de l'inactivation de <i>Campylobacter</i> par différents selon Santé Canada	23
Tableau 1-12 Facteurs de sécurité retirés des tables de CT	24
Tableau 1-13 Valeurs maximales pour l'inactivation utilisées par le modèle QMRA de Santé Canada.....	24
Tableau 1-14 Avantages et incertitudes reliées à chaque source d'information pour les modèles dose-réponse.....	26
Tableau 1-15 Modèles dose-réponse pour <i>Cryptosporidium parvum</i>	27

Tableau 1-16 Modèles dose-réponse pour <i>Giardia lamblia</i>	28
Tableau 1-17 Modèles dose-réponse pour les Rotavirus	29
Tableau 1-18 Modèles dose-réponse pour <i>Campylobacter jejuni</i>	30
Tableau 1-19 Modèles dose-réponse pour <i>E. coli</i> O157:H7	32
Tableau 1-20 Épidémies d' <i>E. coli</i> O157:H7	32
Tableau 1-21 Facteurs pour la transformation du risque d'infection en risque de maladie	35
Tableau 1-22 DALYs par cas de maladie pour les 5 microorganismes pathogènes	35
Tableau 3-1 Rapports <i>E. coli</i> /coliformes thermotolérants pour différents sites sur la rivière des Mille-Îles	42
Tableau 3-2 Concentrations des microorganismes à l'eau brute des installations de traitement d'eau potable Charles-J. Des Bailleurs et Atwater	44
Tableau 3-3 Estimation des populations animales nécessaires pour expliquer la contamination dans le canal de l'Aqueduc	47
Tableau 3-4 Système de protection aviaire sous les structures qui passent au-dessus du canal de l'Aqueduc.....	48
Tableau 3-5 Concentrations des coliformes thermotolérants à l'eau brute des installations de traitement d'eau potable de Pointe-Claire, Dorval et Lachine	50
Tableau 3-6 Concentrations des microorganismes à l'eau brute des installations de traitement d'eau potable de Pierrefonds, Chomedey, Pont-Viau et Sainte-Rose	55
Tableau 3-7 Synthèse des conclusions relatives à la fréquence d'échantillonnage et au calcul des moyennes.....	63
Tableau 3-8 Moyennes et écart-types des données en log des concentrations de microorganismes à l'eau brute des installations de traitement d'eau potable.....	66
Tableau 3-9 Valeurs par défaut utilisées par le modèle QMRA de Santé Canada.....	67
Tableau 3-10 Classification de l'eau brute et objectifs de traitement selon l'approche du Québec	68

Tableau 3-11 Classification de l'eau brute et objectifs de traitement selon l'approche de l'USEPA	68
Tableau 3-12 Synthèse des données microbiologiques à l'eau brute des installations de traitement d'eau potable de la région de Montréal.....	69
Tableau 3-13 Types d'eaux brutes des installations de traitement d'eau potable selon le modèle QMRA de Santé Canada	70
Tableau 3-14 Rapports <i>Giardia/Cryptosporidium</i> pour les eaux brutes des installations de traitement Charles-J. Des Baillets, Atwater, Chomedey, Pont-Viau et Sainte-Rose	71
Tableau 3-15 Classement des eaux brutes selon le Guide de conception du MDDEP	73
Tableau 3-16 Classement des eaux brutes selon l'USEPA en se basant sur la concentration de <i>Cryptosporidium</i>	74
Tableau 3-17 Classement des eaux brutes selon l'USEPA selon la concentration <i>Giardia</i>	74
Tableau 3-18 Synthèse des approches de Santé Canada, du Québec et de l'USEPA pour les objectifs de traitement ¹	75
Tableau 3-19 Évaluation de la corrélation entre coliformes thermotolérants – <i>E. coli</i> et les protozoaires – Valeurs de r^2 et de p des régressions linéaires.....	79
Tableau 4-1 Filières de traitement des 9 installations de traitement d'eau potable étudiées	82
Tableau 4-2 Log d'enlèvement pour les installations de traitement d'eau potable	83
Tableau 4-3 Facteurs d'efficacité hydraulique pour les procédés de chloration	89
Tableau 4-4 Facteur d'efficacité hydraulique pour les procédés d'ozonation	89
Tableau 4-5 Possibilités de désinfection pour 4 installations	90
Tableau 4-6 Log d'inactivation pour 2 scénarios à l'installation de traitement de Lachine	93
Tableau 4-7 Log d'inactivation pour 2 scénarios d'ozonation à l'installation de traitement de Pierrefonds	94
Tableau 5-1 Risques microbiologiques pour <i>Cryptosporidium</i> - Effet de la variation du taux de récupération et de la fraction infectieuse.....	105

Tableau 5-2 Évolution du risque associé à chaque microorganisme pour l'installation Atwater..	106
Tableau 5-3 Évolution du risque associé à chaque microorganisme pour l'installation Charles-J. Des Baillets	106
Tableau 5-4 Évolution du risque associé à chaque microorganisme pour l'installation Pointe-Claire.....	107
Tableau 5-5 Évolution du risque associé à chaque microorganisme pour l'installation de Dorval	107
Tableau 5-6 Évolution du risque associé à chaque microorganisme pour l'installation de Lachine	107
Tableau 5-7 Évolution du risque associé à chaque microorganisme pour l'installation de Pierrefonds	107
Tableau 5-8 Évolution du risque associé à chaque microorganisme pour l'installation Chomedey	108
Tableau 5-9 Évolution du risque associé à chaque microorganisme pour l'installation Pont-Viau	108
Tableau 5-10 Évolution du risque associé à chaque microorganisme pour l'installation de Sainte-Rose.....	108
Tableau 5-11 Écarts au niveau des risques selon la méthode utilisée pour le calcul du CT	109
Tableau 6-1 Synthèse des données microbiologiques à l'eau brute pour 2009	113
Tableau 6-2 Proposition d'une classification des eaux brutes pour la région de Montréal	114

LISTE DES FIGURES

Figure 1-1 Comparaison des crédits d'enlèvement accordés pour <i>Cryptosporidium</i> selon Santé Canada ou le Guide de conception	17
Figure 1-2 Comparaison des crédits d'enlèvement accordés pour <i>Giardia</i> selon Santé Canada ou le Guide de conception	17
Figure 1-3 Comparaison des crédits d'enlèvement accordés pour les virus selon Santé Canada ou le Guide de conception	18
Figure 1-4 Comparaison des crédits d'enlèvement accordés pour <i>Cryptosporidium</i> selon Santé Canada (avec les écart-types) ou le Guide de conception	19
Figure 1-5 Courbe de distribution du temps de séjour	20
Figure 1-6 Courbe de décroissance de l'ozone	21
Figure 1-7 Modèles dose-réponse pour <i>Cryptosporidium parvum</i>	28
Figure 1-8 Modèle dose-réponse pour <i>Giardia lamblia</i>	29
Figure 1-9 Modèle dose-réponse pour les Rotavirus	30
Figure 1-10 Modèles dose-réponse pour <i>Campylobacter jejuni</i>	31
Figure 1-11 Modèles dose-réponse pour <i>E. coli</i> O157:H7	33
Figure 1-12 Distribution log-normale	34
Figure 3-1 Emplacement des prises d'eau des installations de traitement d'eau potable de la région de Montréal	40
Figure 3-2 Évolution de la concentration de coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement d'eau potable Charles-J. Des Baillets 2004-2010	45
Figure 3-3 Évolution de la concentration de coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement d'eau potable Atwater 2004-2010	45
Figure 3-4 Moyenne mobile mensuelle de la concentration des coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement d'eau potable Atwater	46

Figure 3-5 Évolution de la concentration de coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement d'eau potable Pointe-Claire 2006-2010	51
Figure 3-6 Évolution de la concentration de coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement d'eau potable de Dorval 2005-2010	52
Figure 3-7 Évolution de la concentration de coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement d'eau potable de Lachine 2008-2010	52
Figure 3-8 Évolution de la concentration des coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement d'eau potable de Pierrefonds 2005-2010	57
Figure 3-9 Évolution de la concentration d' <i>E. coli</i> pour l'installation de traitement d'eau potable de Chomedey 2004-2010	57
Figure 3-10 Évolution de la concentration d' <i>E. coli</i> pour l'installation de traitement d'eau potable de Pont-Viau 2004-2010	58
Figure 3-11 Évolution de la concentration d' <i>E. coli</i> pour l'installation de traitement de l'eau potable de Sainte-Rose 2004-2010	58
Figure 3-12 Distribution des concentrations de coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement Charles-J. Des Baillets 2004-2010	60
Figure 3-13 Distribution des concentrations de coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement de Pierrefonds 2005-2010 – Évènement spécial	61
Figure 3-14 Distribution des concentrations de <i>Cryptosporidium</i> pour l'installation de traitement de Sainte-Rose 2004-2010	61
Figure 3-15 Distribution des concentrations de <i>Cryptosporidium</i> pour l'installation de traitement Charles-J. Des Baillets 2004-2010	62
Figure 3-16 Distribution des concentrations de coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement de Pierrefonds 2005-2010 - Sans l'évènement spécial	62
Figure 3-17 Installation Charles-J. Des Baillets - Évaluation de la log-normalité des données à l'eau brute	65
Figure 3-18 Installation Atwater - Évaluation de la log-normalité des données à l'eau brute	65

Figure 3-19 Concentration de protozoaires à l'eau brute en fonction de la concentration de protozoaires obtenue en se basant sur le tableau de valeurs par défaut de Santé Canada.....	72
Figure 3-20 Concentration de <i>Giardia</i> en fonction de la concentration de coliformes thermotolérants - <i>E. coli</i> pour les installations de traitement d'eau potable Charles-J. Des Baillets (DB), Atwater (ATW), Chomedey (CHO), Pont-Viau (PV) et Sainte-Rose (SR) ...	77
Figure 3-21 Concentration de <i>Cryptosporidium</i> en fonction de la concentration de coliformes thermotolérants - <i>E. coli</i> pour les installations de traitement d'eau potable Charles-J. Des Baillets (DB), Atwater (ATW), Chomedey (CHO), Pont-Viau (PV) et Sainte-Rose (SR) ...	78
Figure 4-1 Log d'inactivation selon les méthodes de Santé Canada et IDDF pour <i>Cryptosporidium</i> pour l'année 2009	91
Figure 4-2 Log d'inactivation selon les méthodes de Santé Canada et IDDF pour <i>Giardia</i> pour l'année 2009.....	91
Figure 4-3 Log d'inactivation selon les méthodes de Santé Canada et IDDF pour <i>E. coli</i> et <i>Campylobacter</i> pour l'année 2009.....	92
Figure 4-4 Log d'inactivation selon les méthodes de Santé Canada et IDDF pour les rotavirus pour l'année 2009	92
Figure 4-5 Installation de Chomedey - Contribution de chaque étape du traitement au log de réduction total pour chacun des microorganismes	94
Figure 5-1 Risque microbiologique (exprimé en DALY/personne par an) associé à <i>Cryptosporidium</i> pour les 9 installations de traitement d'eau potable en 2009	98
Figure 5-2 Risque microbiologique (exprimé en DALY/personne par an) associé à <i>Giardia</i> pour les 9 installations de traitement d'eau potable en 2009.....	99
Figure 5-3 Risque microbiologique (exprimé en DALY/personne par an) associé à <i>E. coli</i> O157:H7 pour les 9 installations de traitement d'eau potable en 2009	100
Figure 5-4 Risque microbiologique (exprimé en DALY/personne par an) associé à <i>Campylobacter</i> pour les 9 installations de traitement d'eau potable en 2009.....	101
Figure 5-5 Risque microbiologique (exprimé en DALY/personne par an) associé aux rotavirus pour les 9 installations de traitement d'eau potable en 2009	101

Figure 5-6 Fonctions de distribution de probabilités des risques microbiologiques pour l'installation Atwater	102
Figure 5-7 Installation de Chomedey - Fonctions de distribution de probabilités des risques microbiologiques pour la valeur moyenne pondérée du log d'enlèvement	103
Figure 5-8 Installation de Chomedey - Fonctions de distribution de probabilités des risques microbiologiques pour la limite supérieure du log d'enlèvement	103
Figure 5-9 Installation de Chomedey - Fonctions de distribution de probabilités des risques microbiologiques pour la limite inférieure du log d'enlèvement.....	103
Figure 5-10 Variabilité des risques microbiologiques selon la performance du traitement physico-chimique pour l'installation de Chomedey	104

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ATW	Installation Atwater
BSA	Bactéries sporulantes aérobies
CF	Coliformes fécaux
CHO	Chomedey
Coag	Coagulation
CSTR	Réacteur en continu parfaitement mélangé; “Continuous stirred-tank reactor”
CT	Produit de la concentration de désinfectant par le temps de contact
DALY	Année de vie corrigée de l’incapacité; “Disability adjusted life year”
DB	Installation Charles-J. Des Baillets
Déc	Décantation
EAggEC	<i>E. coli</i> entéroaggrégatif
ECDA	<i>E. coli</i> diffusément adhérent
ECEI	<i>E. coli</i> entéro-invasif
EHEC	<i>E. coli</i> entérohémorragique
EPEC	<i>E. coli</i> entéropathogène
ESRD	“End stage renal disease”
ETEC	<i>E. coli</i> entérotoxigénique
Floc	Floculation
GBS	Syndrome Guillain-Barré; “Guillain-Barre syndrome”
HUS	Syndrome d’urémie hémolytique; “Hemolytic-uremic syndrome”
IDDF	Conception de la désinfection intégrée; “Integrated disinfection design framework”

LYL	Années de vie perdues; “life years lost“
m	mètre
Max	Maximum
Min	Minimum
mL	Millilitres
Moy. arith.	Moyenne arithmétique
Moy. géo.	Moyenne géométrique
MDDEP	Ministère du Développement Durable, de l’Environnement et des Parcs
OMS	Organisation mondiale de la santé
PDF	Fonction de distribution de probabilités; “Probability distribution function“
PV	Installation de Pont-Viau
QMRA	Analyse quantitative du risque microbiologique; “Quantitative microbial risk assessment“
RQEP	Règlement sur la qualité de l’eau potable
RTD	Distribution du temps de séjour; “Residence time distribution“
SR	Installation de Sainte-Rose
T ₁₀ /T	Facteur d’efficacité hydraulique
UFC	Unité formatrice de colonie
USEPA	United States Environmental Protection Agency
UV	Ultraviolet
WSP	Plan de gestion de la salubrité de l’eau; “Water safety plans“
YLD	Années de vie perdues du fait de l’incapacité; “Years lived with a disability“

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1 Guide de conception : Crédits d'enlèvement et équations pour le calcul de l'inactivation.....	128
ANNEXE 2 Informations complémentaires sur le modèle QMRA de Santé Canada.....	131
ANNEXE 3 Statistiques annuelles des concentrations de microorganismes à l'eau brute pour les installations de traitement d'eau potable de la région de Montréal.....	135
ANNEXE 4 Évolution de la concentration de coliformes thermotolérants- <i>E. coli</i> et de la concentration des protozoaires.....	144
ANNEXE 5 Moyennes mobiles mensuelles pour la concentration de coliformes thermotolérants – <i>E. coli</i>	147
ANNEXE 6 Estimation des populations animales nécessaires pour expliquer la contamination dans le canal de l'aqueduc.....	155
ANNEXE 7 Fréquence d'échantillonnage et calcul des moyennes.....	156
ANNEXE 8 Évaluation de la log-normalité des données de concentrations des microorganismes à l'eau brute.....	164
ANNEXE 9 Log de réduction pour <i>Cryptosporidium</i> et <i>Giardia</i> selon Santé Canada.....	167
ANNEXE 10 Corrélation entre la concentration des protozoaires et la concentration de coliformes thermotolérants- <i>E. coli</i>	168
ANNEXE 11 Données de désinfection pour l'année 2009.....	172
ANNEXE 12 Log d'inactivation pour l'année 2009.....	179
ANNEXE 13 Graphiques synthèse du log de réduction pour l'année 2009.....	180
ANNEXE 14 Données microbiologiques à l'eau brute pour l'année 2009.....	184
ANNEXE 15 Risques microbiologiques annuelles pour les installations de traitement d'eau potable de la région de Montréal selon la méthode de Santé Canada ou la méthode IDDF.....	185
ANNEXE 16 Risques microbiologiques mensuels pour l'installation de Pierrefonds.....	191

INTRODUCTION

Depuis le début du 20^{ième} siècle, la principale approche pour s'assurer de la qualité de l'eau potable est le monitoring d'indicateurs de contamination fécale tel qu'*Escherichia coli* (Smeets, Dullemont, Van Gelder, van Dijk, & Medema, 2008). Selon cette approche, l'absence d'indicateur microbien de contamination fécale indique que l'eau est sécuritaire au niveau microbiologique (Dechesne & Soyeux, 2007). Cette approche a été contestée à plusieurs reprises au cours des dernières années puisque, comme l'ont relevé Hrudey et Hrudey (2004), des épidémies ont eu lieu malgré l'absence d'indicateurs à l'eau traitée. Cela résulte du fait qu'*E. coli* est beaucoup plus sensible à la désinfection que le sont les virus entériques et les protozoaires (World Health Organization (WHO), 2006b).

Les dernières recommandations concernant la qualité de l'eau potable favorisent l'adoption d'une approche à barrières multiples. Cette approche vise l'évaluation de tout le système d'approvisionnement en eau, de l'eau brute au consommateur. L'évaluation quantitative du risque microbiologique (QMRA) s'inscrit dans le cadre de l'approche à barrières multiples. Cet outil permet d'estimer le risque sanitaire associé à l'exposition à des microorganismes pathogènes via l'eau potable. Haas (1983) a été le premier à regarder de manière quantitative les risques microbiologiques associés à l'eau potable en se basant sur des modèles dose-réponse. Depuis lors, cette approche s'est grandement développée. De nos jours, le QMRA est utilisé partout à travers le monde. L'OMS, la Commission européenne, les Pays-Bas et l'Australie l'utilise pour établir les objectifs sanitaires ainsi que la politique de gestion des risques. En Hollande, la mise en œuvre du QMRA est exigée par la réglementation en vigueur.

Le QMRA utilise les modèles dose-réponse, des données relatives à la qualité microbiologique des eaux brutes et à la performance des procédés de traitement pour estimer le risque sanitaire.

Santé Canada a développé un modèle QMRA qui sera offert gratuitement à moyen terme aux exploitants d'installation de traitement d'eau potable. Le modèle est actuellement utilisé par quelques groupes à travers le Canada dont l'équipe de Robert Andrews (University of Toronto) sur une dizaine d'installations de traitement d'eau potable en Ontario. Dans le but d'élargir son application, le modèle QMRA de Santé Canada sera utilisé dans la région de Montréal dans le cadre de ce projet.

L'objectif général du projet est d'évaluer l'applicabilité du QMRA élaboré par Santé Canada. Pour ce faire, le modèle sera appliqué pour l'année 2009 à 9 installations de traitement d'eau potable de la région de Montréal : Atwater, Charles-J. Des Baillets, Pointe-Claire, Dorval, Lachine, Pierrefonds, Chomedey, Pont-Viau et Sainte-Rose.

Premièrement, une revue de la littérature sera présentée. Celle-ci sera suivie de la section des objectifs et hypothèses de recherche. La suite du mémoire est séparée en 3 sections : caractérisation de la qualité microbiologique des eaux brutes, évaluation de la performance des procédés de traitement et application du modèle QMRA de Santé Canada aux installations de traitement d'eau potable de la région de Montréal. Ensuite, il y aura une discussion et finalement une conclusion.

CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE

La revue de littérature s'articule autour du modèle QMRA élaboré par Santé Canada. La première section présente le concept général et les 4 étapes de l'analyse de risque. Par la suite, le QMRA est présenté et décrit en 4 sections qui correspondent aux 4 étapes de l'analyse de risque. Pour chaque section, les décisions prises par Santé Canada pour l'élaboration du modèle QMRA sont spécifiées et comparées à la littérature. La présentation du modèle QMRA de Santé Canada et son fonctionnement est faite tout au long des 4 sections.

1.1 Analyse de risque

Une analyse de risque est la caractérisation et l'estimation qualitatives et/ou quantitatives des effets potentiellement négatifs sur la santé humaine qui sont associés à l'exposition des individus à des dangers physiques, chimiques ou microbiologiques (Haas, Rose, & Gerba, 1999). L'analyse de risque comporte 4 étapes qui sont présentées au tableau 1-1.

Tableau 1-1: Étapes de l'analyse de risque

Étape	But
1. Identification du danger	Identifier tous les dangers possibles qui peuvent avoir un effet nocif sur la santé humaine.
2. Estimation de l'exposition	Déterminer la taille et la nature de la population exposée, la route de transmission et la durée des expositions.
3. Estimation du modèle dose-réponse	Caractériser la relation entre la dose administrée et l'effet sur la santé.
4. Caractérisation du risque	Intégrer les informations sur la relation dose-réponse, l'exposition et les mesures de santé afin d'estimer l'amplitude du problème sur la santé publique et d'évaluer la variabilité et l'incertitude.

Source d'information : (Haas, et al., 1999)

L'analyse quantitative du risque microbiologique (QMRA) est l'application des principes de l'analyse de risque pour estimer les conséquences reliées à l'exposition à des microorganismes pathogènes (Haas, et al., 1999).

Les sections 1.2.1 à 1.2.4 présentent une description plus détaillée des 4 étapes du QMRA ainsi que les décisions prises par Santé Canada.

1.2 Identification des dangers

L'objectif de cette étape est l'identification des microorganismes qui peuvent causer des maladies chez l'humain (G. Medema & Ashbolt, 2006). En général, les microorganismes retenus pour le QMRA sont des microorganismes pathogènes entériques qui causent des maladies gastro-intestinales. Le QMRA ne se concentre pas sur un seul microorganisme pathogène mais sur un groupe de microorganismes pathogènes représentatifs qui comprend au moins une bactérie, un virus et un protozoaire (World Health Organization (WHO), 2006a). Un contrôle adéquat de ce groupe de microorganismes pathogènes indique que le risque causé par d'autres microorganismes est également contrôlé adéquatement (G. Medema & Ashbolt, 2006). Il est important de bien décrire chaque microorganisme pathogène retenu pour le QMRA.

Cinq pathogènes de référence ont été retenus pour l'élaboration du modèle QMRA de Santé Canada. Ces derniers sont les suivants : *Cryptosporidium*, *Giardia*, *E. coli* O157:H7, *Campylobacter* et Rotavirus. Ces 5 pathogènes ont été retenus puisqu'ils représentent une combinaison des 4 facteurs suivants : occurrence élevée à l'eau brute, résistance au traitement, infectivité élevée et impact significatif sur la santé humaine (Hartnett, McFadyen, Douglas, Robertson, & Paoli, 2007). Dans les sections 1.2.1 à 1.2.3, une description de chacun des 5 pathogènes est présentée.

1.2.1 Protozoaires

Les deux protozoaires retenus par le modèle QMRA de Santé Canada sont *Cryptosporidium* et *Giardia*. Un protozoaire est un microorganisme unicellulaire eucaryote (Prescott, Harley, & Klein, 2003). Les genres *Cryptosporidium* et *Giardia* font partie du sous-règne des *Protozoa*. La classification des genres *Cryptosporidium* et *Giardia* présentée au tableau 1-2 est tirée de O'Donoghue (1995), Adam (2001) et Levine et al. (1980).

Tableau 1-2 Classification des genres *Cryptosporidium* et *Giardia*

Embranchement	<i>Apicomplexa</i>	<i>Sarcomastigophora</i>
Sous-embranchement	–	<i>Mastigophora</i>
Classe	<i>Sporozoasida</i>	<i>Zoomastogophorea</i>
Sous-classe	<i>Coccidiasina</i>	–
Ordre	<i>Eucoccidiorida</i>	<i>Diplomonadida</i>
Sous-ordre	<i>Eimeriorina</i>	–
Famille	<i>Cryptosporidiidae</i>	<i>Hexamitidae</i>
Genre	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>

1.2.1.1 *Cryptosporidium*

La taxonomie du genre *Cryptosporidium* est toujours en développement. Traditionnellement, l'identification des différentes espèces de *Cryptosporidium* se basait sur la variété des hôtes, la morphologie du parasite et le site d'infection (McLauchlin, Amar, Pedraza-Diaz, & Nichols, 2000). Le développement des méthodes moléculaires a permis la découverte d'une grande diversité génétique au sein du genre *Cryptosporidium*. Les différences au niveau génétique sont devenues un élément essentiel pour la définition de plusieurs espèces de *Cryptosporidium*. Actuellement, 22 espèces sont reconnues et plus 40 génotypes ont été identifiés (Jirků et al., 2008; Xiao & Fayer, 2008). Le genre *Cryptosporidium* infecte une grande variété d'hôtes tels que les mammifères, les oiseaux, les reptiles et les poissons (Jirků, et al., 2008). Les deux espèces qui sont à l'origine de la plupart des infections chez les humains immunocompétents sont *Cryptosporidium parvum* et *Cryptosporidium hominis* (McLauchlin, et al., 2000). D'autres espèces ont été rapportées pour infecter les humains mais moins fréquemment (*C. meleagridis*, *C. felis*, *C. canis* et *C. muris*) (World Health Organization (WHO), 2009).

La forme environnementale de *Cryptosporidium* est l'oocyste qui a un diamètre de 3-6 µm (Ramirez, Ward, & Sreevatsan, 2004) et qui est très résistant aux conditions environnementales et aux désinfectants chimiques tels que le chlore (Korich, Mead, Madore, Sinclair, & Sterling, 1990; World Health Organization (WHO), 2006b). Comparativement à *Giardia*, *Cryptosporidium* est le plus persistant dans l'environnement, le plus résistant à la désinfection chimique et de taille la plus petite ce qui fait en sorte qu'il est le plus difficile à enlever par filtration (World Health Organization (WHO), 2009).

Cycle de vie

Cryptosporidium a un cycle de vie complexe. Suite à l'ingestion d'un oocyste, il y a excystation qui est déclenchée par la température du corps et l'interaction avec l'acidité de l'estomac et les sels biliaires (World Health Organization (WHO), 2009). Quatre sporozoïtes mobiles sont libérés et infectent les cellules épithéliales du petit intestin (World Health Organization (WHO), 2009). Les sporozoïtes se reproduisent de façon asexuée (mérogonie) et libèrent des mérozoïtes qui infectent les cellules voisines (Maier, Gerba, & Pepper, 2009). Il y a ensuite une reproduction sexuée (gamétogonie) qui est à l'origine de la formation des macrogamètes et des microgamètes; l'union d'un microgamète et d'un macrogamète forme un oocyste (Maier, et al., 2009). Deux types d'oocystes sont formés : les oocystes à paroi mince et les oocystes à paroi épaisse (Ramirez, et al., 2004). Il y a excystation des oocystes à paroi mince dans l'hôte ce qui résulte en une auto-infection et les oocystes à paroi épaisse sont excrétés dans les fèces (Ramirez, et al., 2004; World Health Organization (WHO), 2009). La transmission a lieu par contact direct ou indirect avec des fèces contaminées. Les différentes voies de transmission sont : propagation de personne à personne, contact avec un animal lors de la visite d'une ferme, contact avec l'eau récréative, eau potable ou la nourriture (World Health Organization (WHO), 2009).

Effets sur la santé et traitement

Le symptôme le plus commun d'une cryptosporidiosis est une diarrhée aqueuse (O'Donoghue, 1995). D'autres symptômes peuvent aussi être présents : crampes/douleurs abdominales, nausées, vomissements, fièvre, fatigue et anorexie (Chappell et al., 1999; DuPont et al., 1995; O'Donoghue, 1995). La durée et la sévérité des symptômes dépendent fortement du statut immunitaire de l'individu (O'Donoghue, 1995). Une personne immunocompétente est typiquement capable d'éliminer le parasite à l'intérieur de 1 à 3 semaines suivant l'infection (Chappell, et al., 1999). Les populations qui sont plus à risque de souffrir de symptômes sur période prolongée sont les personnes immuno-compromises, les jeunes enfants et les personnes âgées (P. F. M. Teunis, Chappell, & Okhuysen, 2002). Chez les personnes immuno-compromises, une cryptosporidiosis peut mener à une hospitalisation et même à la mort (O'Donoghue, 1995; P. F. M. Teunis, et al., 2002). Différents traitements sont possibles dont le nitazoxanide qui est le médicament le plus étudié (Rossignol, 2010).

1.2.1.2 *Giardia*

Giardia est le protozoaire entérique le plus fréquemment isolé chez les humains à travers le monde (Rose, Haas, & Regli, 1991). Actuellement, 6 espèces sont reconnues (Xiao & Fayer, 2008). Les espèces *G. agilis*, *G. muris*, *G. ardeae*, *G. psittaci*, *G. microti* infectent une variété d'animaux mais n'infectent pas l'humain (Xiao & Fayer, 2008). La seule espèce qui infecte l'humain, mais également d'autres mammifères, est *Giardia lamblia* qui est aussi appelée *G. intestinalis* ou *G. duodenalis* (Adam, 2001). Pour *Giardia lamblia*, il y a 7 assemblages qui sont bien définis selon la spécificité pour l'hôte et sont désignés par les lettres A à G (Xiao & Fayer, 2008). Les 2 assemblages qui infectent l'humain sont les assemblages A et B (Xiao & Fayer, 2008).

La forme environnementale de *Giardia* est le kyste qui a un diamètre de 8-16 µm (Maier, Pepper, & Gerba, 2000).

Cycle de vie

À l'opposé de *Cryptosporidium* qui a un cycle de vie complexe, *Giardia* a un cycle de vie simple qui n'implique pas de reproduction sexuée. Suite à l'ingestion d'un kyste, il y a excystation qui est déclenchée par l'acidité de l'estomac (Marshall, Naumovitz, Ortega, & Sterling, 1997). Deux trophozoïtes binucléés possédant 4 paires de flagelles sont libérés, s'attachent aux cellules épithéliales du petit intestin et se répliquent par fission binaire (Adam, 2001; Maier, et al., 2009; Thompson, 2004). Il y a formation de nouveaux kystes au niveau du jéjunum qui sont excrétés dans les fèces (Adam, 2001).

Effets sur la santé et traitement

Les symptômes associés à la giardiasis varient d'une infection asymptomatique à une diarrhée chronique avec une mauvaise absorption (Adam, 1991). L'adhérence des trophozoïtes aux cellules intestinales aplatit les villosités intestinales ce qui cause une mauvaise absorption et une diarrhée en ne permettant pas l'absorption de l'eau et des nutriments à travers la paroi intestinale (Maier, et al., 2009). D'autres symptômes peuvent également être présents : déshydratation, douleurs abdominales, nausées, diminution de l'appétit, perte de poids et parfois fièvre (Adam, 1991; Thompson, 2004). Il existe différents médicaments pour traiter la giardiasis. Les nitroimidazoles tels que le metronidazole et le tinidazole sont des traitements efficaces et qui

peuvent être administrés en une seule dose (Rossignol, 2010). L'albendazole et le nitazoxanide sont également efficaces mais requièrent plusieurs doses (Rossignol, 2010).

1.2.2 Bactéries

Les deux bactéries retenues par le modèle QMRA de Santé Canada sont *Escherichia coli* O157:H7 et *Campylobacter*. Une bactérie est un microorganisme unicellulaire procaryote. La classification des genres *Escherichia* et *Campylobacter* présentée au tableau 1-3 est tirée de Prescott et al. (2003).

Tableau 1-3 Classification des genres *Escherichia* et *Campylobacter*

Phylum	<i>Proteobacteria</i>	<i>Proteobacteria</i>
Classe	<i>Gammaproteobacteria</i>	<i>Epsilonproteobacteria</i>
Ordre	<i>Enterobacteriales</i>	<i>Campylobacterales</i>
Famille	<i>Enterobacteriaceae</i>	<i>Campylobacteraceae</i>
Genre	<i>Escherichia</i>	<i>Campylobacter</i>

1.2.2.1 *Escherichia coli* O157:H7

E. coli est une bactérie gram-négative en forme de bacille qui est mobile et ne forme pas de spore (Hunter, 2003). *E. coli* se retrouve dans le tractus gastro-intestinal de tous les animaux à sang chaud (Maier, et al., 2000). En fait, *E. coli* compose la majeure partie de la flore intestinale normale (Pond, Rueedi, & Pedley, 2004). Il y a par contre des souches d'*E. coli* qui sont pathogènes pour l'humain. Ces souches d'*E. coli* pathogènes sont séparées en 6 catégories: *E. coli* entérotoxigéniques (ETEC), *E. coli* entéro-pathogènes (EPEC), *E. coli* entéro-invasives (ECEI), *E. coli* entérohémorragiques (EHEC), *E. coli* entéroaggrégatives (EAaggEC) et *E. coli* diffusément adhérentes (ECDA) (Nataro & Kaper, 1998).

La classification des *E. coli* est basée sur les antigènes correspondant aux lipopolysaccharides spécifiques qui se retrouvent à la surface de la paroi cellulaire (antigènes O) ou du flagelle (antigènes H) (Tallon, Magajna, Lofranco, & Leung, 2005). Le sérotype est défini par une combinaison spécifique des antigènes O et H alors que le sérogroupe n'est déterminé que par l'antigène O (Nataro & Kaper, 1998).

Les *E. coli* entérohémorragiques peuvent se retrouver chez une grande variété d'animaux, mais ce sont les bovins qui sont le principal réservoir (Caprioli, Morabito, Brugère, & Oswald, 2005; Nataro & Kaper, 1998). Une infection par EHEC est le plus souvent contractée par l'ingestion de nourriture contaminée ou d'eau contaminée ou par la propagation de personne à personne via un contact étroit (Caprioli, et al., 2005). La plupart des cas sont causés par l'ingestion d'aliments contaminés, particulièrement les aliments d'origine bovine (Nataro & Kaper, 1998).

Les souches EHEC ont la capacité d'induire des lésions au niveau de l'intestin qui sont caractérisées par un effacement des microvillosités et de produire une toxine de type Shiga (Stx 1 et Stx 2).

E. coli O157:H7 est un sérotype de la catégorie des *E. coli* entérohémorragiques. Celui-ci est le sérotype de la catégorie EHEC qui est le plus fréquemment impliqué lors d'épidémies à travers le monde (Fremaux, Prigent-Combaret, & Vernozzy-Rozand, 2008).

Effets sur la santé et traitement

Une infection par EHEC peut causer une large gamme de maladies allant d'une simple diarrhée à des colites hémorragiques et au syndrome d'urémie hémolytique (Fremaux, et al., 2008). Les premiers symptômes sont des douleurs abdominales suivies d'une diarrhée et dans environ 50% des cas de vomissements (Hunter, 2003; Nataro & Kaper, 1998). Après 1 ou 2 jours, les douleurs abdominales augmentent et la diarrhée devient sanguinolente (Hunter, 2003; Nataro & Kaper, 1998). Chez la plupart des patients, la diarrhée sanguinolente se résorbe sans laisser de séquelles apparentes (Nataro & Kaper, 1998). Les jeunes enfants et les personnes âgées sont plus à risque de développer des complications sévères suite à une infection par EHEC (Fremaux, et al., 2008). Approximativement 10% des patients âgés de 10 ans et moins vont développer un syndrome d'urémie hémolytique (Hunter, 2003; Nataro & Kaper, 1998). Le syndrome d'urémie hémolytique est caractérisé par une insuffisance rénale aiguë due à une coagulation des petits vaisseaux sanguins des reins et une anémie hémolytique due à la lyse de globules rouges (Haas, et al., 1999; World Health Organization (WHO), 2006b). Cette maladie peut résulter en une perte permanente de la fonction rénale (Maier, et al., 2009). La majorité des souches EHEC qui causent des diarrhées sanguinolentes et le syndrome d'urémie hémolytique sont de sérotype *E. coli* O157:H7 (Nataro & Kaper, 1998). Chez les personnes âgées, la combinaison du syndrome d'urémie hémolytique à la fièvre et à des symptômes neurologiques constitue le purpura

thrombotique thrombocytopénique qui peut causer un taux de mortalité aussi élevé que 50% (Maier, et al., 2009). C'est la toxine de type Shiga qui est responsable des complications pouvant être mortelles en raison de son action sur les cellules endothéliales des glomérules rénaux et du cerveau (Caprioli, et al., 2005).

En général, le traitement d'une maladie par EHEC se limite à soigner les symptômes (Nataro & Kaper, 1998). Même si les souches EHEC sont généralement sensibles à plusieurs antibiotiques, il n'y a pas d'études qui démontrent de façon concluante que l'utilisation d'antibiotiques modifie l'issue de la maladie (Nataro & Kaper, 1998).

1.2.2.2 *Campylobacter*

Le genre *Campylobacter* regroupe des bactéries à gram-négatif, microaérophiles, en forme de bâtonnets incurvés, mobiles (présence d'un flagelle polaire) et qui ne forment pas de spores (Prescott, et al., 2003; Thomas, Gibson, Hill, & Mabey, 1999). Le genre *Campylobacter* comporte 16 espèces (Dasti, Tareen, Lugert, Zautner, & Groß, 2010). Les deux principales espèces qui sont responsables de plus de 90% des infections par *Campylobacter* chez les humains sont *C. jejuni* et *C. coli* (Dasti, et al., 2010; Moore et al., 2005). *C. jejuni* cause environ 80-85% des infections chez les humains alors que *C. coli* cause environ 10-15% des infections (Moore, et al., 2005). Plus rarement, il est arrivé que *C. lari*, *C. upsaliensis* et *C. fetus* soient la cause d'infections chez les humains (Moore, et al., 2005). Dans les pays industrialisés, *Campylobacter* est la cause la plus importante de maladies intestinales (Dasti, et al., 2010; G. J. Medema, Teunis, Havelaar, & Haas, 1996; Moore, et al., 2005).

Campylobacter se retrouve dans l'intestin d'une variété de mammifères et d'oiseaux sauvages et domestiques (Smith, 1995). Les poulets et les bovins sont des réservoirs asymptomatiques de *C. jejuni* (Huang et al., 2009).

Une infection par *Campylobacter* peut être contractée par l'ingestion de nourriture contaminée ou d'eau contaminée, par contact direct avec des animaux ou plus rarement par la propagation de personne à personne (Havelaar et al., 2009).

La virulence de *C. jejuni* dépend de plusieurs mécanismes soient la motilité et la chimiotaxie, l'adhésion et l'invasion et la sécrétion de toxine (Dasti, et al., 2010). Ces mécanismes font toujours l'objet de recherche.

Effets sur la santé et traitement

Les symptômes les plus communs d'une campylobacteriosis sont diarrhée aqueuse ou sanguinolente, fièvre, douleurs abdominales et vomissements (Havelaar, et al., 2009). La sévérité d'une campylobacteriosis varie d'une maladie bénigne à une déshydratation pouvant nécessiter une hospitalisation (Dasti, et al., 2010). En général, la maladie se déclare 2 à 5 jours après l'ingestion (Maier, et al., 2009). La guérison est spontanée et survient après environ 1 semaine (Moore, et al., 2005; Prescott, et al., 2003). Le traitement d'appoint est la restitution de liquides et d'électrolytes et dans les cas plus graves, l'érythromycine, l'amoxicilline, la fluoroquinolone ou la tétracycline peuvent être utilisées (Moore, et al., 2005; Prescott, et al., 2003).

C. jejuni peut causer des manifestations post-infection dont la plus importante est le syndrome Guillain-Barré. Le syndrome Guillain-Barré est une atteinte des nerfs périphériques causée par une démyélinisation des neurones (Prescott, et al., 2003). Ce syndrome cause paralysie, douleur et fonte musculaire (Smith, 1995). Ce syndrome est très sévère ; il mène à la mort dans 2-3% des cas et cause des séquelles neurologiques importantes dans 20% des cas (Moore, et al., 2005). Les autres patients vont récupérer partiellement ou complètement (Moore, et al., 2005). *C. jejuni* peut aussi causer de l'arthrite réactive qui est une arthrite inflammatoire aigue (Smith, 1995).

1.2.3 Virus

Les virus sont constitués d'un acide nucléique (ADN ou ARN) entouré d'une capsid protéique qui peut varier en taille et en morphologie (Maier, et al., 2009). Les virus sont des parasites intracellulaires obligatoires car ils ne possèdent pas de capacité métabolique sauf certains virus qui possèdent quelques enzymes (Maier, et al., 2009; Sinclair, 2005). Les virus utilisent le métabolisme cellulaire de l'hôte pour produire de nouvelles particules virales (Maier, et al., 2009).

1.2.3.1 Rotavirus

Le genre Rotavirus fait partie de la famille Reoviridae (Gerba, Rose, Singh, & Farrah, 1985). Les rotavirus possèdent un génome sous forme de 11 segments d'ARN double-brin à l'intérieur d'une capsid protéique icosaédrique à triple couche d'environ 70 nm de diamètre (Gerba, et al., 1985; Matthijnssens et al., 2011; Zhang et al., 2011). Les rotavirus sont séparés en 6 groupes (A-F),

mais ce sont seulement les groupes A, B et C qui infectent les humains alors que les groupes A à F peuvent infecter les animaux (Gerba, Rose, Haas, & Crabtree, 1996).

Les rotavirus sont le principal agent étiologique responsable des gastroentériques sévères chez les enfants (Zhang, et al., 2011). En fait, il est maintenant démontré que les rotavirus causent de 40-50% des cas de diarrhée sévère chez les enfants autant dans les pays développés que les pays en voie de développement (Mukherjee & Chawla-Sarkar, 2011). Selon Sinclair (2005), mondialement, il est estimé que les rotavirus soient responsables de plus de 130 millions d'épisodes de gastroentérites, 2 millions d'hospitalisations et de 440 000 morts par année.

Effets sur la santé et traitement

Une infection par les rotavirus peut être asymptomatique comme elle peut mener à une maladie sévère pouvant être mortelle (Gerba, et al., 1996). Les symptômes cliniques communs d'une infection par les rotavirus sont vomissements, douleurs abdominales, diarrhée aqueuse, fièvre et déshydratation peu sévère (Gerba, et al., 1996; Maier, et al., 2009). La mort d'une personne suite à une infection par les rotavirus est due à une déshydratation sévère qui a résulté en un déséquilibre électrolytique (Gerba, et al., 1996). Les individus de tous les âges sont susceptibles aux infections par les rotavirus, mais les bébés prématurés, les enfants âgés de 6 mois à 2 ans, les personnes âgées et les personnes immuno-compromises sont plus sujets à développer des symptômes plus sévères (Maier, et al., 2009). Chez les adultes, la maladie est presque toujours autolimitée et se résorbe sans complications (Hrdy, 1987). En général, un traitement n'est pas nécessaire ; les symptômes disparaissent à l'intérieur de 2 à 6 jours mais dans certains cas, ils peuvent persister pendant 2 semaines ou plus (Hrdy, 1987). Si la déshydratation est sévère, cela peut nécessiter une réhydratation par voie orale ou intraveineuse (Hrdy, 1987). Dans un objectif de prévention, différents vaccins ont été développés dont deux (Rotarix et RotaTeq) qui sont approuvés dans 100 pays mais qui sont utilisés dans 17 d'entre eux (Mukherjee & Chawla-Sarkar, 2011). La seule voie de transmission qui a été prouvée est la voie fécale-orale que ce soit par contact avec des surfaces contaminées ou par ingestion d'eau ou d'aliments contaminés (Gerba, et al., 1996).

1.3 Estimation de l'exposition

L'objectif de cette étape est d'estimer la dose d'un microorganisme pathogène donné à laquelle une personne est exposée. Il faut tout d'abord investiguer la qualité microbiologique des eaux brutes en mesurant la concentration des microorganismes à l'eau brute. Ensuite, il faut évaluer la performance des procédés de traitement. Avec ces 2 informations, la concentration de pathogènes à l'eau traitée est calculée. Avec le volume d'eau non bouillie consommé par jour, la dose à laquelle une personne est exposée peut être estimée. Cette façon de procéder suppose qu'il n'y pas de contamination lors de l'entreposage et dans le réseau de distribution.

1.3.1 Concentration des microorganismes à l'eau brute

Pour le modèle QMRA de Santé Canada, il faut la moyenne arithmétique et l'écart-type des données microbiologiques à l'eau brute. Beaucoup d'installations ne réalisent pas de mesures pour chacun des microorganismes pathogènes retenus par le modèle. Le modèle QMRA de Santé Canada propose donc des valeurs par défaut (tableau 1-4). En utilisant le tableau 1-4, il est possible d'estimer les concentrations de *Cryptosporidium*, *Giardia*, rotavirus et *Campylobacter* à partir de la concentration d'*E. coli* générique. Dans le tableau 1-4, deux observations sont à noter : il y a une différence de 1 log entre chaque type d'eau pour chaque microorganisme et le rapport *Giardia* : *Cryptosporidium* est de 5:1. Dans le modèle, la concentration d'*E. coli* O157:H7 est estimée à partir de la concentration d'*E. coli* générique et correspond à 3,49%.

Tableau 1-4 Valeurs par défaut pour les concentrations de microorganismes à l'eau brute proposées par le modèle QMRA de Santé Canada

Types d'eau	<i>Cryptosporidium</i> (oocystes/100L)	<i>Giardia</i> (kystes/100L)	Rotavirus (virus/100L)	<i>Campylobacter</i> (UFC/100L)	<i>E. coli</i> (UFC/100L)
Protégé	0,1	0,5	0,1	100	100
Légèrement impacté	1	5	1	1 000	10 000
Modérément impacté	10	50	10	10 000	100 000
Fortement impacté	100	500	100	100 000	1 000 000

Santé Canada (2011) spécifie que ces valeurs par défaut ne doivent être utilisées que dans le contexte du modèle QMRA afin d'évaluer les effets de la variation de la qualité des sources d'eau sur les risques microbiologiques.

La position de Santé Canada énoncée dans le document « Recommandations pour la qualité de l'eau potable – protozoaires entériques » vis-à-vis l'utilisation d'*E. coli* comme indicateur de la contamination des eaux de surface par les protozoaires est la suivante :

« Des observations relatives à l'absence ou la faible corrélation entre *E. coli* et les protozoaires rapportées par diverses études (Atherholt, LeChevallier, Norton, & Rosen, 1998; Chauret et al., 1995; Dörner et al., 2007; Hörman et al., 2004; G. J. Medema, Bahar, & Schets, 1997; Payment, Berte, Prévost, Ménard, & Barbeau, 2000; Rose, Darbin, & Gerba, 1988; Rose, Gerba, & Jakubowski, 1991; Sunderland, Graczyk, Tamang, & Breysse, 2007) ont soulevé des questions importantes concernant la pertinence d'utiliser *E. coli* comme indicateur de la contamination des eaux de surface par les protozoaires et a mis en évidence la nécessité d'exercer une surveillance régulière des eaux de surface pour y détecter la présence de protozoaires. »

Les indicateurs fécaux sont le meilleur indice du risque potentiel, mais leur concentration est rarement parfaitement corrélée avec la concentration des microorganismes pathogènes (Payment & Locas, 2011). Ainsi, les indicateurs bactériens peuvent prédire la présence probable des microorganismes pathogènes, mais ne permettent pas de prédire précisément leur concentration (Payment & Locas, 2011). Wu et al. (2011) ont étudié les corrélations entre différents indicateurs et différents microorganismes pathogènes en utilisant 40 ans de données recueillies dans la littérature scientifique (1970-2009). Les microorganismes indicateurs ne permettent pas de signaler avec certitude la présence d'une contamination par des microorganismes pathogènes pour un échantillon d'eau donné (Wu, et al., 2011). Néanmoins, un échantillonnage à long terme des microorganismes indicateurs fournit une indication fiable du niveau potentiel de contamination par des microorganismes pathogènes pour une eau spécifique ce qui permet l'évaluation du risque microbiologique potentiel (Wu, et al., 2011).

Dans leur article, Wu et al. (2011) propose une approche pour le monitoring des eaux brutes. Compte tenu des différences au niveau du taux de survie des indicateurs et des microorganismes pathogènes dans l'environnement, une approche pour le monitoring qui inclue des indicateurs de contamination fécale récente, tel qu'*E. coli*, et des indicateurs d'une contamination à long terme, tel que *Clostridium perfringens*, serait la plus appropriée. Comme les indicateurs non-entériques

sont plus souvent corrélés avec les microorganismes pathogènes, l'inclusion d'indicateurs non-entériques tels que les coliformes totaux ou thermotolérants dans le programme de monitoring est recommandé particulièrement pour les eaux où il y a un faible niveau de contamination fécale.

Pour évaluer adéquatement la concentration des microorganismes pouvant affectée la santé publique, il faut tenir compte du taux de récupération de la méthode de détection et de la fraction infectieuse.

1.3.2 Calcul du log de réduction

Le log de réduction comprend le log d'enlèvement par le traitement physique et le log d'inactivation par la désinfection.

Log de réduction = \sum enlèvements physiques + \sum inactivations chimiques

1.3.2.1 Traitement physique

Selon l'approche du Québec (Guide de conception), des crédits de performance sont accordés en fonction de la turbidité de l'eau à la sortie des filtres. Les crédits d'enlèvement accordés par le Guide de conception sont présentés à l'annexe 1.

Le modèle QMRA de Santé Canada propose des valeurs pour le log d'enlèvement pour différents procédés physiques. Celles-ci sont présentées aux tableaux 1-5 et 1-6. Ces valeurs proviennent d'une large revue de littérature réalisée par le KWR Watercycle Research Institute et d'une revue de littérature réalisée par Santé Canada pour les procédés de filtration membranaire (microfiltration et ultrafiltration). Les valeurs pour l'enlèvement physique par les procédés membranaires sont des moyennes alors que pour les autres procédés ce sont des moyennes pondérées. Un écart-type normal ou un écart-type pondéré est associé à chacune des valeurs des tableaux 1-5 à 1-6. Ces derniers sont présentés à l'annexe 2.

L'utilisateur choisit une option pour le procédé de coagulation-floculation-décantation et une option pour le procédé de filtration. Le log d'enlèvement total correspond à la somme du log d'enlèvement pour chaque option choisie. Par exemple, pour un traitement conventionnel, le log d'enlèvement pour *Cryptosporidium* est de 4,27 (1,86+2,41). L'utilisateur a également la possibilité de spécifier ses propres valeurs (moyenne et écart-type).

Tableau 1-5 Log d'enlèvement pour les procédés de coagulation, floculation et décantation selon le modèle QMRA de Santé Canada

Procédé	Log d'enlèvement				
	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	Rotavirus	<i>Campylobacter</i>	<i>E. coli</i>
Coagulation seulement (en ligne)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Coagulation, floculation (directe)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Coagulation, floculation, décantation	1,86	1,61	1,76	1,55	1,55

Tableau 1-6 Log d'enlèvement pour les procédés de filtration selon le modèle QMRA de Santé Canada

Procédé	Log d'enlèvement				
	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	Rotavirus	<i>Campylobacter</i>	<i>E. coli</i>
Granulaire rapide (sans coag)	1,11	1,23	0,77	0,55	0,55
Granulaire rapide (coag en ligne/filt directe)	2,97	2,86	0,59	1,36	1,36
Granulaire rapide (coag/floc/déc)	2,41	1,92	1,11	0,87	0,87
Sable lent	4,66	4,88	2,18	2,69	2,69
Microfiltration	6,13	6,62	1,10	4,60	4,60
Ultrafiltration	6,41	6,18	4,12	10,00	10,00

Les figures 1-1 à 1-3 présentent une comparaison entre les crédits d'enlèvement accordés par le Guide de conception et ceux accordés par Santé Canada pour *Cryptosporidium*, *Giardia* et les virus. Comme il a été mentionné précédemment, les crédits accordés par le Guide de conception dépendent de la turbidité de l'eau à la sortie des filtres. Cela explique pourquoi une boîte est observée pour l'enlèvement selon le Guide de conception pour la filtration directe et le traitement conventionnel. Aucun crédit d'enlèvement n'est accordé par le Guide de conception pour une filtration sans coagulation. Il ressort de ces 3 figures que les valeurs retenues par Santé Canada représentent un traitement qui fonctionne bien.

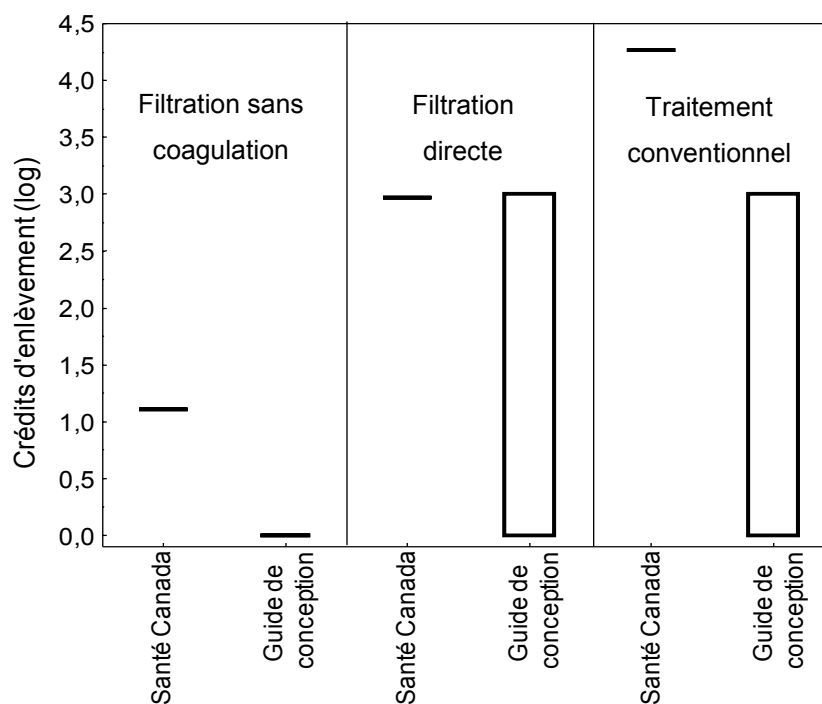


Figure 1-1 Comparaison des crédits d'enlèvement accordés pour *Cryptosporidium* selon Santé Canada ou le Guide de conception

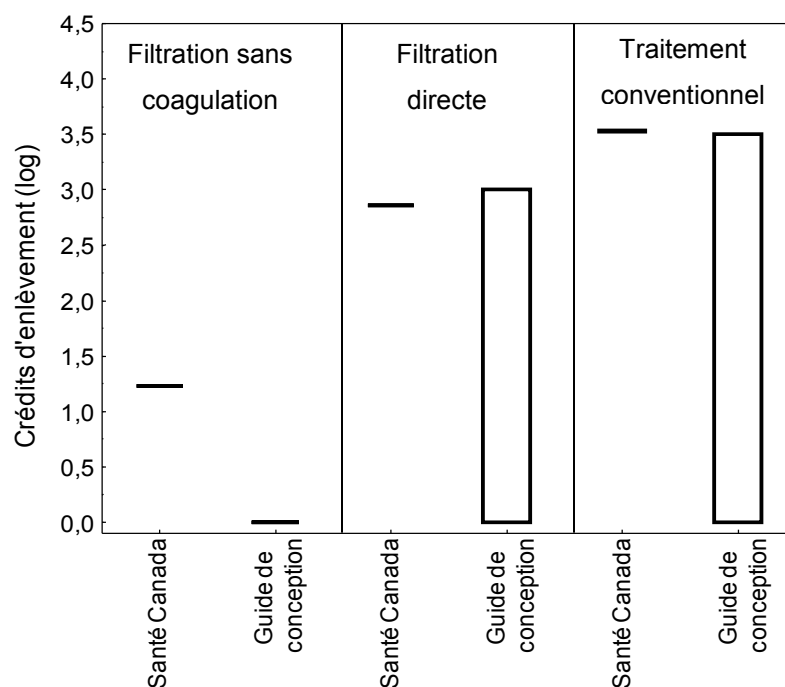


Figure 1-2 Comparaison des crédits d'enlèvement accordés pour *Giardia* selon Santé Canada ou le Guide de conception

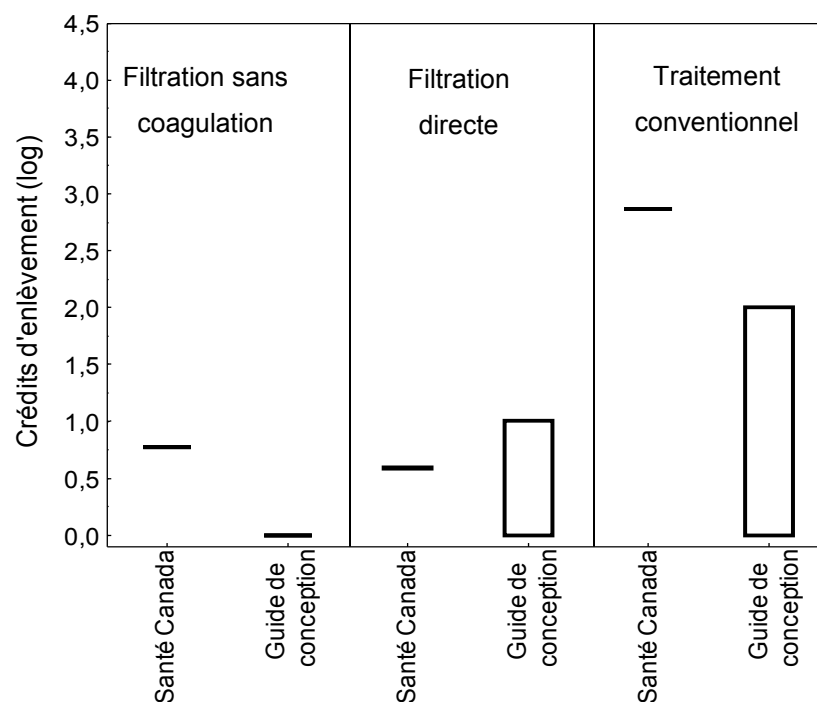


Figure 1-3 Comparaison des crédits d'enlèvement accordés pour les virus selon Santé Canada ou le Guide de conception

Dans le modèle, 3 situations sont considérées : moyenne, moyenne - 1 écart-type (limite inférieure) et moyenne + 1 écart-type (limite supérieure). Les valeurs pour les écart-types sont présentées à l'annexe 2. Cela permet de représenter une variabilité au niveau du traitement physique. La figure 1-4 présente une comparaison entre les crédits d'enlèvement accordés par le Guide de conception et ceux accordés par Santé Canada pour *Cryptosporidium* en incluant les écart-types pour les crédits d'enlèvement de Santé Canada.

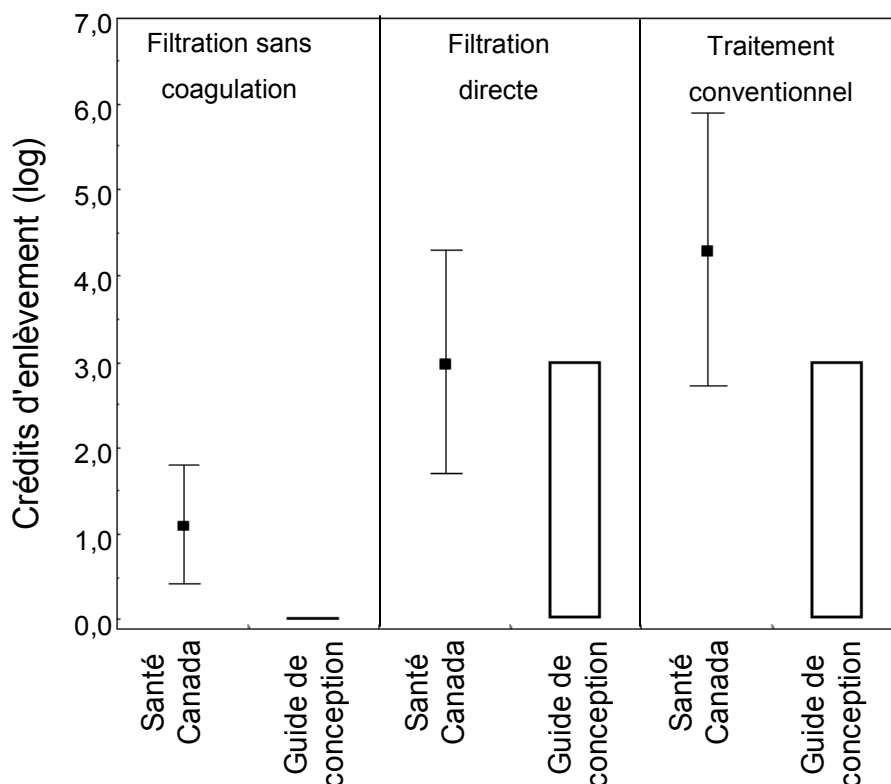


Figure 1-4 Comparaison des crédits d'enlèvement accordés pour *Cryptosporidium* selon Santé Canada (avec les écart-types) ou le Guide de conception

1.3.2.2 Désinfection

Le but de la désinfection est l'inactivation des microorganismes pathogènes. La désinfection se base sur le concept de CT (concentration de désinfectant x temps de séjour). Le concept de CT provient de loi de Chick-Watson :

$$\ln \left(\frac{N}{N_0} \right) = -k \times C^n \times t \quad \text{Équation 1-1}$$

où N_0 est le nombre de microorganismes au temps $t=0$, N le nombre de microorganismes au temps t , k la constante cinétique de décroissance du désinfectant, C la concentration de désinfectant, t le temps de séjour et n le coefficient qui caractérise le type de désinfectant. Souvent $n=1$, l'inactivation des microorganismes suit alors une réaction de premier ordre.

L'approche réglementaire utilise le T_{10} qui prend en compte de degré de court-circuitage des bassins. L'utilisation de ce temps de séjour assure que 90% de l'eau a été en contact avec le

désinfectant pour un temps supérieur ou égale au T_{10} . Cette approche est conservatrice et sous-estime l'inactivation réelle. Afin de représenter les conditions réelles en installation de traitement, Santé Canda a retenu le T_{moyen} pour le calcul de l'inactivation. Cette méthode a le désavantage de ne pas tenir compte de l'efficacité hydraulique. C'est un facteur non négligeable que l'on doit considérer dans le calcul de l'inactivation. Une méthode appelée IDDF (Integrated disinfection design framework) permet le calcul de l'inactivation en tenant compte de l'efficacité hydraulique. Cette méthode permet de tenir compte de tout le CT ressenti par un microorganisme après un temps t . Le temps de séjour est représenté par une courbe de distribution du temps de séjour $E(\theta)$ (courbe RTD) qui dépend du facteur d'efficacité hydraulique. Différents modèles existent pour décrire cette courbe : « dispersion model », « tanks-in-series model » ou « convection model for laminar flow ». La figure 1-5 présente un exemple de courbe RTD. La concentration désinfectant est représentée par une courbe de décroissance du désinfectant au cours du temps. La figure 1-6 présente une courbe de décroissance de l'ozone.

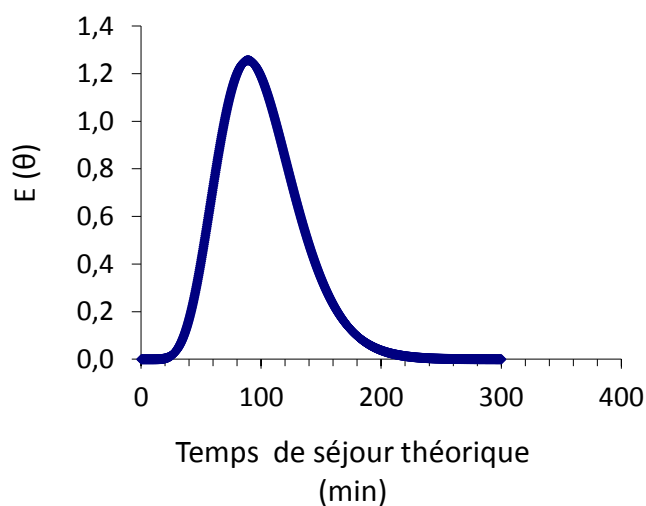


Figure 1-5 Courbe de distribution du temps de séjour

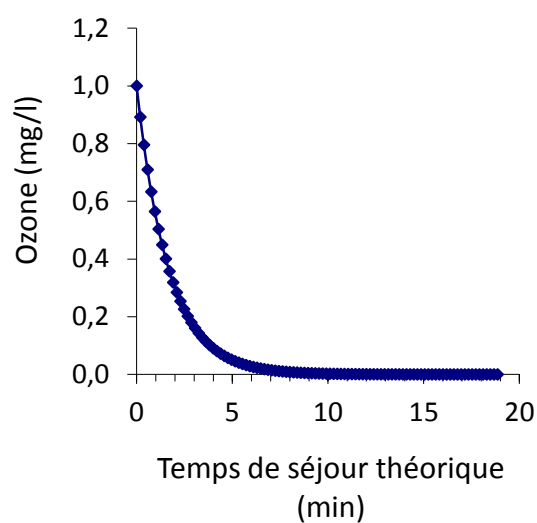


Figure 1-6 Courbe de décroissance de l'ozone

Les équations pour le calcul de l'inactivation utilisées par le Guide de conception sont présentées à l'annexe 1. Les équations utilisées dans le modèle QMRA de Santé Canada sont présentées aux tableaux 1-7 à 1-11.

Tableau 1-7 Équations pour le calcul de l'inactivation de *Cryptosporidium* par différents désinfectants selon Santé Canada

Désinfectants	Inactivation de <i>Cryptosporidium</i> (log)
Monochloramines	$I = 0,0000011 \times C^{2,53} \times T^{1,28}$
Chlore libre	$I = \left(\frac{2}{7200} \right) \times CT$
Ozone	$I = 0,0397 \times CT \times (1,09757)^{\text{temp}}$
Bioxyde de chlore	$I = 0,001506 \times CT \times (1,09116)^{\text{temp}}$
Ultraviolet	$I = 1,2344 \times \ln(\text{UV}) - 0,1283$

Tableau 1-8 Équations pour le calcul de l'inactivation de *Giardia* par différents désinfectants
selon Santé Canada

Désinfectants	Inactivation de <i>Giardia</i> (log)
Monochloramines	$I = CT \times (0,0000068 \times \text{temp}^2 - 0,0000764 \times \text{temp} + 0,001619)$
Chlore libre	$I = \frac{CT}{(0,2828 \times \text{pH}^{2,69} \times (\text{Cl}_2)^{0,15} \times 0,933^{(\text{température} - 5)})}$
Ozone	$I = CT \times ((0,0087 \times \text{temp}^2) - (0,0334 \times \text{temp}) + 1,545)$
Bioxyde de chlore	$I = CT \times (0,0003949 \times \text{temp}^2 - 0,0041565 \times \text{temp} + 0,12843)$
Ultraviolet	$I = 1,2085 \times \ln(\text{UV}) - 0,0715$

Tableau 1-9 Équations pour le calcul de l'inactivation des virus par différents désinfectants selon
Santé Canada

Désinfectants	Inactivation des Virus (log)
Monochloramines	$I = 0,2439 \times \left(\frac{CT}{100}\right)^{0,82} \times e^{0,0588 \times \text{temp}}$
Chlore libre	$I = \frac{CT \times 0,3536 \times e^{0,0693 \times \text{température}}}{-0,066658 \times \text{pH}^3 + 1,58972 \times \text{pH}^2 - 12,4303611 \times \text{pH} + 32,3369}$
Ozone	$I = e^{2,2271 \times CT \times e^{(0,0724 \times \text{température})}}$
Bioxyde de chlore	$I = CT^{0,3854} \times (0,03507 \times \text{temp} + 0,82447)$
Ultraviolet	$I = 0,102 \times \text{UV}$

Tableau 1-10 Équations pour le calcul de l'inactivation d'*E. coli* par différents désinfectants selon
Santé Canada

Désinfectants	Inactivation d' <i>E. coli</i> (log)
Monochloramines	$I_{(\text{temp} < 25)} = \frac{2}{64} \times CT$ $I_{(\text{temp} > 25)} = \frac{2}{40} \times CT$
Chlore libre	$I = 3,8962 \times CT^{0,3124}$
Ozone	$I = CT \times 60 \left(\frac{s}{\text{min}} \right) ((4,828 \times \text{temp}) + 31,9)$
Bioxyde de chlore	$I_{(\text{temp} < 20)} = \frac{2}{0,38} \times CT$ $I_{(\text{temp} > 20)} = \frac{2}{0,18} \times CT$
Ultraviolet	$I = 0,214 \times UV$

Tableau 1-11 Équations pour le calcul de l'inactivation de *Campylobacter* par différents selon
Santé Canada

Désinfectants	Inactivation de <i>Campylobacter</i> (log)
Monochloramines	$I = \left(\frac{3,77}{015} \right) \times CT$
Chlore libre	$I = \left(\frac{3,64}{0,5} \right) \times CT$
Ozone	$I = CT \times 60 \times \left(\frac{s}{\text{min}} \right) ((4,828 \times \text{temp}) + 31,9)$
Bioxyde de chlore	$I_{(\text{temp} < 20)} = \frac{2}{0,38} \times CT$ $I_{(\text{temp} > 20)} = \frac{2}{0,18} \times CT$
Ultraviolet	$I = 0,880 \times UV$

Pour certains microorganismes, il y a des facteurs de sécurité dans les tables de CT de l'USEPA (tableau 1-12). Afin de représenter au mieux les conditions réelles, ceux-ci ont été retirés.

Tableau 1-12 Facteurs de sécurité retirés des tables de CT

Désinfectants	<i>Giardia</i>	Rotavirus
Ozone	2,0	3,0
Bioxyde de chlore	1,5	2,0

Des valeurs maximales ont été posées pour l'inactivation des microorganismes par les différents désinfectants. Ces valeurs correspondent au double du log d'inactivation démontré dans la littérature. Ces valeurs sont présentées au tableau 1-13. En eau chaude, l'inactivation calculée pour les virus est très élevée (>100 log). Les maximums posés permettent de demeurer à des valeurs réalistes.

Tableau 1-13 Valeurs maximales pour l'inactivation utilisées par le modèle QMRA de Santé Canada

Désinfectants	Valeurs maximales pour le log d'inactivation				
	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	Rotavirus	<i>Campylobacter</i>	<i>E. coli</i>
Chlore	4	8	8	8	8
Chloramines	5	4	4	8	4
Ozone	6	4	4	8	8
Bioxyde de chlore	6	4	8	4	4
UV	5	4	5	5	5,5

1.3.3 Calcul de la dose

La dose est calculée à l'aide de l'équation 1-2. Trois paramètres sont nécessaires : concentration de microorganismes à l'eau brute, log de réduction et volume d'eau consommé par jour (V).

$$\text{Dose} = C_{\text{eau brute}} \times 10^{-\log \text{ de réduction}} \times V \quad \text{Équation 1-2}$$

Dans le modèle QMRA de Santé Canada, une valeur par défaut de 1L d'eau non bouillie a été retenue pour la consommation journalière des Canadiens.

1.4 Estimation du modèle dose-réponse

Un modèle dose-réponse est une relation mathématique qui caractérise la relation entre la dose ingérée de microorganismes pathogènes et la probabilité d'infection ou de maladie (Haas, et al., 1999). Les 2 principaux modèles dose-réponse sont le modèle exponentiel et le modèle Bêta-Poisson.

Modèle exponentiel

$$P = 1 - \exp(-rd) \quad \text{Équation 1-3}$$

Dans l'équation 1-3, P est la probabilité d'infection, d est la dose moyenne et r est la probabilité de survie de chacun des microorganismes, qui est indépendante et identique (Haas, 1983; Haas, et al., 1999).

Modèle Bêta-Poisson

$$P = \frac{\Gamma(\alpha+\beta)}{\Gamma(\alpha)} \sum_{j=1}^{\infty} \left[\frac{\Gamma(\alpha+j)}{\Gamma(\alpha+\beta+j)} \frac{(-1)^{j-1}(d)^j}{j!} \right] \quad \text{Équation 1-4}$$

$$P = 1 - \left(1 + \frac{d}{\beta} \right)^{-\alpha} \quad \text{Équation 1-5}$$

Le modèle Bêta-Poisson permet de tenir compte de la variabilité qui existe au niveau de la virulence de chacun des microorganismes pathogènes et de la sensibilité des hôtes (Haas, 1983). Ainsi, r n'est plus une valeur discrète, mais est caractérisée par une distribution bêta de valeurs (Haas, 1983). L'équation 1-4 est l'équation complète du modèle Bêta-Poisson. L'équation communément utilisée est une approximation de l'équation 1-4 et correspond à l'équation 1-5. Dans ces 2 équations, P est la probabilité d'infection, d est la dose moyenne, α et β sont les paramètres de la distribution et le symbole $\Gamma(x)$ fait référence à la fonction gamma.

Initialement, les 2 modèles supposent que les microorganismes dans les différents échantillons sont distribués de façon aléatoire, ce qui signifie que la distribution Poisson détermine la probabilité qu'un certain nombre de microorganismes soit ingérés (Haas, 1983).

Le paramètre N_{50} correspond à la dose nécessaire pour infecter 50% des sujets exposés, où l'infection correspond à la multiplication du microorganisme pathogène dans l'hôte et à son excrétion (Haas, et al., 1999). En réarrangeant les équations 1-3 et 1-5, on obtient que les équations des N_{50} du modèle exponentiel et du modèle Bêta-Poisson sont :

$$N_{50} = \frac{\ln(0,5)}{-r} \quad \text{Équation 1-6}$$

$$N_{50} = \beta \left(10^{\frac{\log(2)}{\alpha}} - 1 \right) \quad \text{Équation 1-7}$$

Deux sources d'information sont disponibles pour estimer les paramètres d'un modèle dose-réponse soient les études cliniques et les épidémies. Le tableau 1-14 présente les avantages et les incertitudes reliés à chaque source d'information. Lorsqu'il est question d'étude clinique ou d'épidémie, il est important de différencier infection maladie. L'infection est définie comme la présence de microorganismes dans les fèces alors que la maladie est associée à la présence de symptômes.

Tableau 1-14 Avantages et incertitudes reliées à chaque source d'information pour les modèles dose-réponse

Études cliniques	Épidémies
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Expériences contrôlées où des doses de microorganismes de concentrations variées sont administrées à des volontaires. ▪ Suivi étroit des volontaires qui permet de déterminer les personnes infectées. ▪ La dose administrée est connue, mais le nombre de particules viables n'est pas toujours connu. ▪ La souche de microorganisme administrée ne correspond pas toujours à celle qui affecte le plus fréquemment les humains. ▪ Les volontaires sont des adultes en santé, ce qui n'est pas représentatif de la population. 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Réponse réelle de l'organisme suite à l'exposition aux microorganismes sans les contraintes et les simplifications nécessaires pour les études cliniques. ▪ Les microorganismes sont dans leur environnement normal. ▪ Les personnes affectées sont un échantillon représentatif de la population. ▪ Ce sont les cas de maladie qui sont rapportés et non les cas d'infection. Les personnes infectées mais ne présentant pas de symptômes ne sont pas comptabilisées. ▪ La dose est estimée puisqu'il y a un temps d'incubation entre l'ingestion et la réponse de l'organisme.

Tiré de (Pettersson, Signor, Ashbolt, & Roser 2006)

Le tableau 1-15 présente différents modèles dose-réponse pour *Cryptosporidium parvum*. Les études cliniques sur lesquelles se basent les différents modèles dose-réponse sont celles de Dupont et al. (1995), Chappell et al. (1999) et Okhuysen et al. (1999). Dupont et al. (1995) ont étudié l'infectivité de l'isolat Iowa (isolé chez un veau) chez des sujets sans anticorps anti-cryptosporidium. Chappell et al. (1999) ont étudié l'infectivité de l'isolat Iowa chez des sujets ayant des anticorps anti-cryptosporidium. Okhuysen et al. (1999) ont étudié l'infectivité de trois

isolats soit UCP (isolé chez un veau), Iowa et TAMU (isolé chez un étudiant exposé à un poulain infecté durant une nécropsie) chez des adultes en santé. Dans l'ordre décroissant de l'isolat le plus virulent au moins virulent, il y a TAMU, Iowa et UCP. Le modèle dose-réponse retenu pour le modèle QMRA de Santé Canada est celui de Messner et al. (2001).

Tableau 1-15 Modèles dose-réponse pour *Cryptosporidium parvum*

Modèles dose-réponse	Paramètres dose-réponse			N ₅₀	Références Source des données	Références Analyse des données
	r	α	β			
Exponentiel	0,004	–	–	173,3	(DuPont, et al., 1995)	(P. F. M. Teunis, Nagelkerke, & Haas, 1999)
Exponentiel	0,00419	–	–	165,4	(DuPont, et al., 1995)	(Barbeau, Payment, Coallier, Prévost, & Clément, 2000)
Exponentiel	0,018	–	–	38,5	(DuPont, et al., 1995) (P.C. Okhuysen, et al., 1999) (Chappell, et al., 1999)	(Messner, et al., 2001)
Beta-Poisson	–	0,115	0,176	72,4	(DuPont, et al., 1995) (P.C. Okhuysen, et al., 1999) (Chappell, et al., 1999)	(P. F. M. Teunis, et al., 2002)
Exponentiel	0,09	–	–	8	(United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2006)	(Soller, Schoen, Bartrand, Ravenscroft, & Ashbolt, 2010)

Chappell et al. (2006) ont été les premiers à étudier l'infectivité de *Cryptosporidium hominis* (isolat TU502). L'isolat TU502 est semblable aux isolats les plus infectieux de *Cryptosporidium parvum* (TAMU et Iowa). Comme un seul isolat a été étudié, la variabilité de l'infectivité de *Cryptosporidium hominis* demeure inconnue (Chappell, et al., 2006). Néanmoins, si *C. hominis* imite *C. parvum*, des phénotypes variables peuvent être attendus (Chappell, et al., 2006).

La figure 1-7 présente les modèles dose-réponse pour *Cryptosporidium parvum*. Le modèle dose-réponse retenu par Santé Canada tient compte des 3 isolats de *Cryptosporidium parvum*. Les modèles dose-réponse exponentiels présentent une tendance différente de celle du modèle bêta-Poisson. En effet, pour les faibles concentrations, la probabilité d'infection est plus élevée pour le modèle bêta-Poisson, mais la probabilité d'infection augmente plus graduellement.

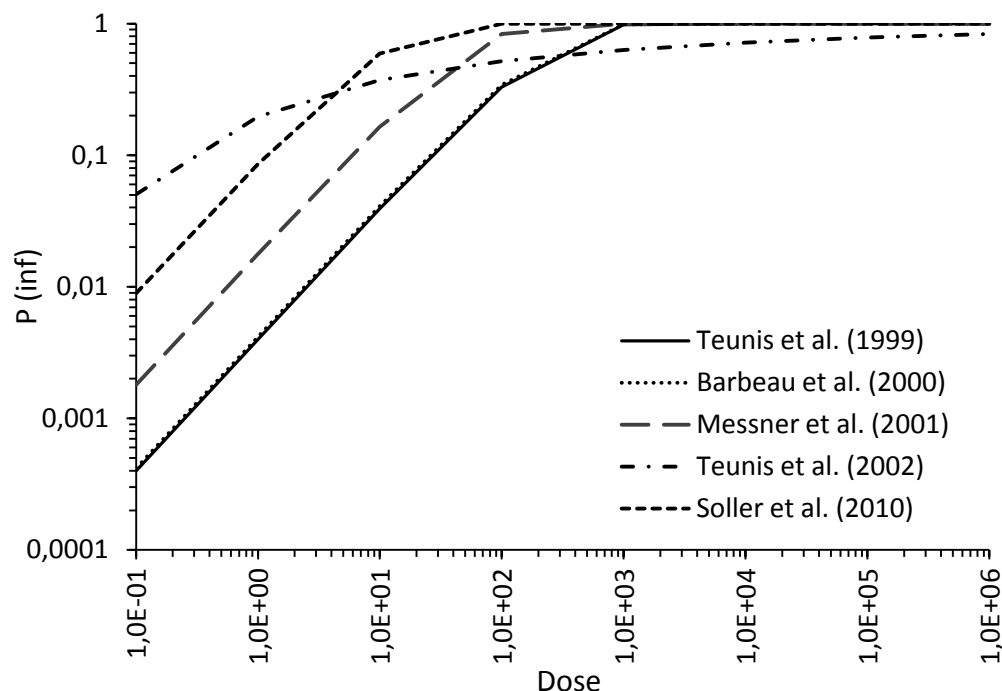


Figure 1-7 Modèles dose-réponse pour *Cryptosporidium parvum*

Le tableau 1-16 présente des modèles dose-réponse pour *Giardia lamblia*. Peu de différences sont observées entre les différents modèles. En effet, tous les modèles présentés se basent sur une seule étude clinique soit celle qui a été réalisée par Rendtorff en 1954. Le modèle dose-réponse retenu pour le modèle QMRA de Santé Canada est celui de Rose et al. (1991).

Tableau 1-16 Modèles dose-réponse pour *Giardia lamblia*

Modèles dose-réponse	Paramètres dose-réponse			N_{50}	Références Source des données	Références Analyse des données
	r	α	β			
Exponentiel	0,01982	–	–	35,0	(Rendtorff, 1954)	(Rose, Haas, et al., 1991)
Exponentiel	0,02	–	–	34,7	(Rendtorff, 1954)	(Regli, Rose, Haas, & Gerba, 1991)
Exponentiel	0,0199	–	–	34,8	(Rendtorff, 1954)	(P. F. M. Teunis, van der Heijden, van der Giessen, & Havelaar, 1996)
Exponentiel	0,0192	–	–		(Rendtorff, 1954)	(Barbeau, et al., 2000)

Le graphique présenté à la figure 1-8 est représentatif pour les autres modèles. Bien que les paramètres r soient différents, ces différences ne sont pas suffisantes pour modifier la courbe P (inf) en fonction de la dose, ce qui fait en sorte que toutes les courbes se superposent.

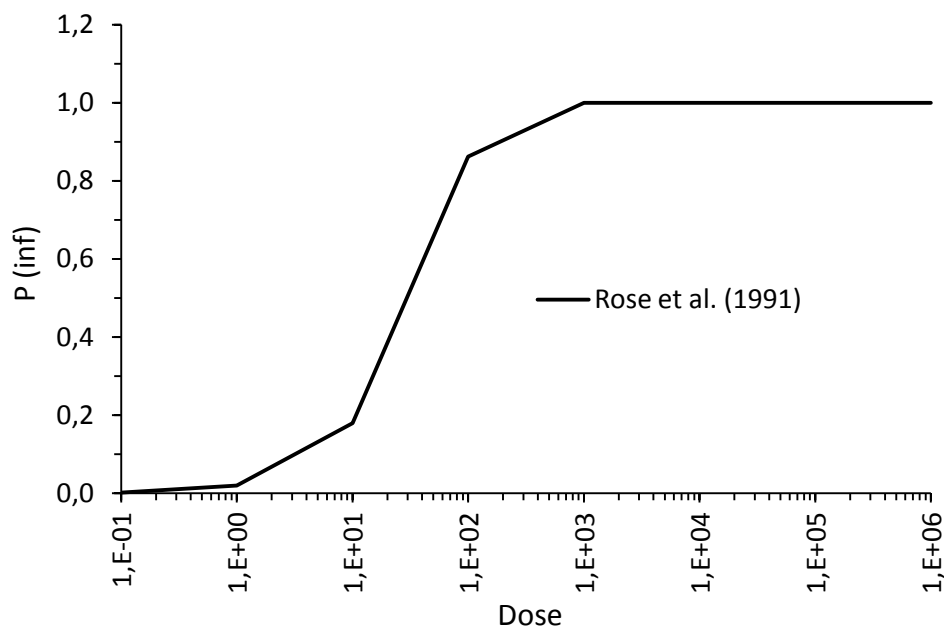


Figure 1-8 Modèle dose-réponse pour *Giardia lamblia*

Le tableau 1-17 présente des modèles dose-réponse pour les Rotavirus. Peu de différences sont observées entre les différents modèles. En effet, tous les modèles se basent sur une seule étude clinique soit celle réalisée par Ward et al. en 1986. Le modèle dose-réponse retenu pour le modèle QMRA de Santé Canada est celui de Haas et al.(1993).

Tableau 1-17 Modèles dose-réponse pour les Rotavirus

Modèles dose-réponse	Paramètres dose-réponse			N_{50}	Références Source des données	Références Analyse des données
	r	α	β			
Beta-Poisson	—	0,26	0,42	5,62	(Ward et al., 1986)	(Regli, et al., 1991)
Beta-Poisson	—	0,265	0,4415	5,597	(Ward, et al., 1986)	(Haas, et al., 1993) (Haas, et al., 1999)
Beta-Poisson	—	0,253	0,422	6,1	(Ward, et al., 1986)	(P. F. M. Teunis, et al., 1996)

Le graphique présenté à la figure 1-9 est représentatif pour les autres modèles. Bien que les paramètres α et β soient différents, ces différences ne sont pas suffisantes pour modifier la courbe $P(\text{inf})$ en fonction de la dose.

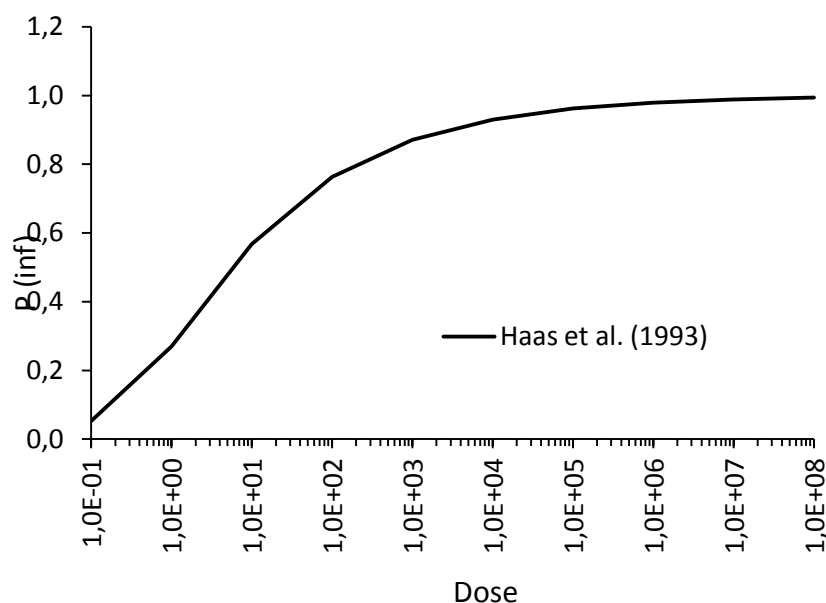


Figure 1-9 Modèle dose-réponse pour les Rotavirus

Le tableau 1-18 présente des modèles dose-réponse pour *Campylobacter jejuni*. Le modèle dose-réponse retenu pour le modèle QMRA de Santé Canada est celui de Teunis et al.(2005). Ce modèle combine des données d'une étude clinique et de 2 épidémies.

Tableau 1-18 Modèles dose-réponse pour *Campylobacter jejuni*

Modèles dose-réponse	Paramètres dose-réponse			N_{50}	Références Source des données	Références Analyse des données
	r	α	β			
Beta-Poisson	–	0,145	7,59	897	(Black, Levine, Clements, Hughes, & Blaser, 1988)	(G. J. Medema, et al., 1996)
Beta-Poisson	–	0,15	7,9	795	(Black, et al., 1988)	(P. F. M. Teunis, et al., 1999)
Beta-Poisson	–	0,024	0,011	$3,84 \times 10^{10}$	(Black, et al., 1988) (Evans, Roberts, Ribeiro, Gardner, & Kembrey, 1996) (van den Brandhof, Wagenaar, & van den Kerkhof, 2003)	(P. F. M. Teunis, et al., 2005)

La figure 1-10 présente les courbes de la probabilité d'infection en fonction de la dose des différents modèles dose-réponse pour *Campylobacter jejuni*. Comparativement aux modèles se basant seulement sur les données de l'étude clinique réalisée par Black et al., le modèle de Teunis et al. présente une probabilité d'infection plus élevée aux faibles concentrations.

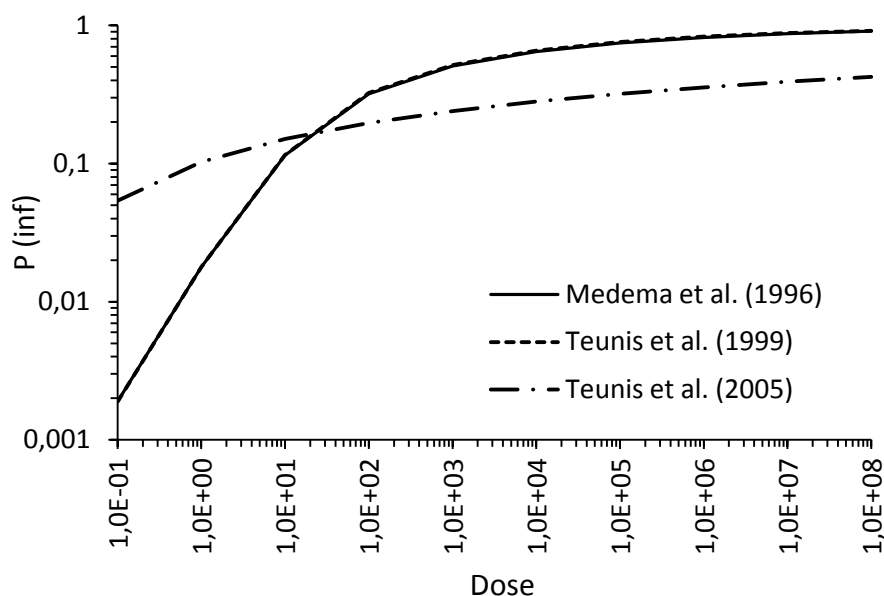


Figure 1-10 Modèles dose-réponse pour *Campylobacter jejuni*

Le tableau 1-19 présente des modèles dose-réponse pour *E. coli* O157:H7. Les 4 modèles présentés se basent sur des données recueillies lors d'épidémies. Le modèle dose-réponse retenu pour le modèle QMRA de Santé Canada est celui de Strachan et al. (2005). Teunis et al. (2004) ont analysé les données d'une épidémie d'origine alimentaire qui a eu lieu dans une école à Morioka au Japon où des enfants et des adultes ont infectés. Strachan et al. (2005) ont recueilli les données de 8 épidémies (tableau 1-20) et ont réalisé une première analyse de ces données. Teunis et al. (2008) ont repris ces données et ont réalisé une méta-analyse en incorporant l'hétérogénéité. Comme le présente la figure 1-11, la probabilité d'infection selon le modèle Teunis et al. (2008) est plus faible à de faibles concentrations mais plus élevée à des concentrations élevées comparativement aux autres modèles.

Tableau 1-19 Modèles dose-réponse pour *E. coli* O157:H7

Modèles dose-réponse	Paramètres dose-réponse			N ₅₀	Références Source des données	Références Analyse des données
	r	α	β			
Beta-Poisson (enfants)	–	0,084	1,44	5520	1 Épidémie	(P. Teunis, et al., 2004)
Beta-Poisson (adultes)	–	0,050	1,001	1,05x10 ⁶		
Beta-Poisson	–	0,0571	2,2183	4,15x10 ⁵	8 Épidémies	(Strachan, et al., 2005)
Beta-Poisson	–	0,4	45,9	207	8 Épidémies	(P. F. M. Teunis, et al., 2008) (Soller, et al., 2010)

Tableau 1-20 Épidémies d'*E. coli* O157:H7

Épidémies	Véhicules
New Deer, UK	Excréments de mouton, sol
Morioka, Japan	Salade, sauce aux fruits de mer
Oregon, USA	Viande séchée (cerf)
Kashiwa, Japan	Melon
Washington, USA	Hamburger
California/Washington, USA	Salami
Illinois, USA	Eau
Wyre, UK	Fromage

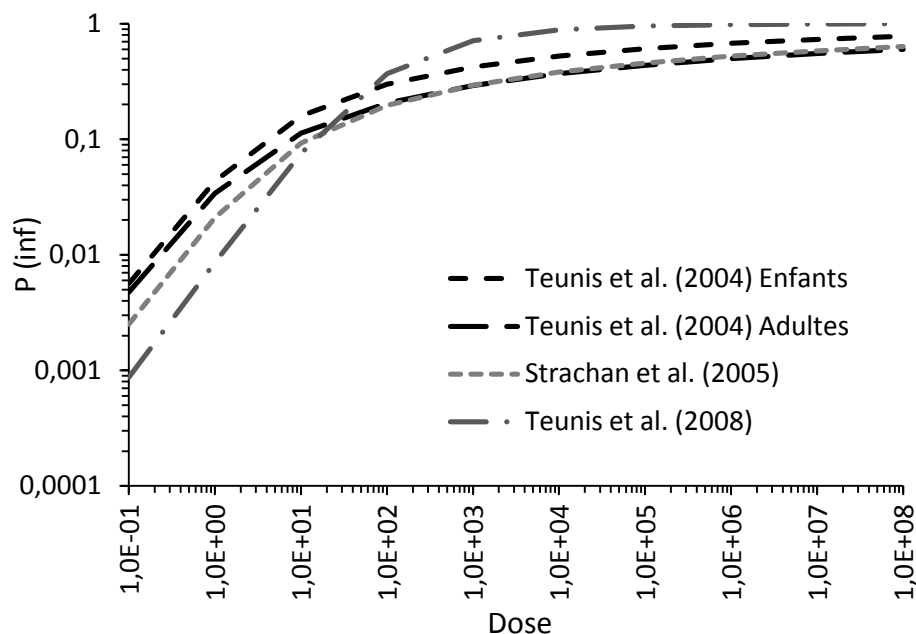


Figure 1-11 Modèles dose-réponse pour *E. coli* O157:H7

1.5 Caractérisation du risque

La caractérisation du risque est l'intégration des 3 étapes précédentes afin d'estimer l'amplitude du problème de santé publique, de comprendre la variabilité et l'incertitude du risque (Haas, et al., 1999). Cela est possible en tenant compte de la gamme des effets sur la santé, de l'intervalle de confiance du modèle dose-réponse, de la distribution des microorganismes et de la distribution de l'exposition (Haas, et al., 1999). Cette étape permet l'obtention d'une valeur discrète ou une fonction de distribution de probabilités du risque selon la méthode utilisée.

La méthode la plus commune pour le calcul du risque est l'analyse Monte Carlo. Dans cette méthode, chaque paramètre est représenté par une fonction de distribution de probabilités. Au cours de l'analyse Monte Carlo, une valeur est pigée au hasard dans la distribution pour chaque paramètre et puis, le risque est calculé. Suite à 10 000 itérations, une fonction de distribution de probabilités pour le risque est obtenue. Pour utiliser cette méthode, il faut un logiciel spécial par exemple Cristal Ball.

Dans l'optique de rendre le modèle accessible aux exploitants d'installation de traitement d'eau potable, Santé Canada a choisi de réaliser le modèle dans Excel. Pour le calcul de risque, Santé Canada a retenu l'intégration numérique car c'est une approche statistique rigoureuse.

Le calcul du risque dans le modèle QMRA de Santé Canada se base sur la distribution log-normale générée à partir de la moyenne arithmétique et de l'écart-type pour la concentration des microorganismes à l'eau brute. La distribution log-normale est divisée en 500 tranches (figure 1-12). Pour chaque tranche, la concentration moyenne à l'eau traitée est calculée en utilisant le log de réduction.

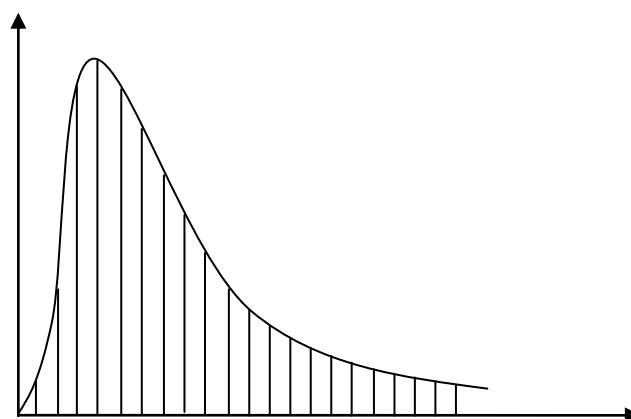


Figure 1-12 Distribution log-normale

Pour obtenir le nombre de microorganismes consommé par jour, la concentration à l'eau traitée est multipliée par le volume d'eau non bouillie consommé par jour. Une distribution Poisson est utilisée pour estimer la probabilité de consommer une valeur discrète de pathogènes en se basant sur la dose calculée précédemment (probabilité de consommer 0, 1, 2, ..., 40 microorganismes). La probabilité d'infection est calculée en utilisant les modèles dose-réponse spécifiques aux microorganismes pour les doses variant de 0 à 40 microorganismes par jour. Cette probabilité est multipliée par le poids de la tranche. La probabilité d'infection journalière ($P_{\text{inf,jour}}$) est égale à la somme des probabilités d'infection pour chacune des 500 tranches. Pour obtenir la probabilité d'infection annuelle ($P_{\text{inf,année}}$), il suffit de multiplier par 365 jours. La probabilité de maladie est obtenue par la multiplication de la probabilité d'infection par le facteur $P_{\text{maladie/infection}}$. Ces facteurs pour les différents microorganismes sont présentés au tableau 1-21.

Tableau 1-21 Facteurs pour la transformation du risque d'infection en risque de maladie

Microorganismes	P _{maladie/infection}	Références
<i>Cryptosporidium</i>	0,7	(P. C. Okhuysen, Chappell, Sterling, Jakubowski, & DuPont, 1998)
<i>Giardia</i>	0,24	(MacIer & Regli, 1993)
Rotavirus	0,88	(Havelaar & Melse, 2003)
<i>Campylobacter</i>	1,0	Utilisation de la maladie pour le modèle dose-réponse
<i>E. coli</i> O157:H7	1,0	Utilisation de la maladie pour le modèle dose-réponse

La prochaine étape est la transformation en DALY. Le concept de DALY représente l'impact d'une maladie sur la qualité et la longévité de vie d'une personne. Le concept de DALY considère la sévérité et la durée de la maladie pour les différents effets possibles sur la santé. Pour l'obtention du risque en DALYs, il faut multiplier la probabilité de maladie par le nombre de DALYs par cas de maladie. Le calcul du nombre de DALYs par cas de maladie implique plusieurs étapes et hypothèses. Ce calcul est présenté à l'annexe 2. Les résultats finaux sont présentés au tableau 1-22.

Tableau 1-22 DALYs par cas de maladie pour les 5 microorganismes pathogènes

	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	Rotavirus	<i>Campylobacter</i>	<i>E.coli</i> O157:H7
YLD	$1,29 \times 10^{-3}$	$1,29 \times 10^{-3}$	$4,31 \times 10^{-3}$	$3,19 \times 10^{-3}$	$1,42 \times 10^{-2}$
LYL	$4,15 \times 10^{-4}$	$4,15 \times 10^{-4}$	$4,15 \times 10^{-3}$	$1,41 \times 10^{-3}$	$1,04 \times 10^{-2}$
DALYs total	$1,70 \times 10^{-3}$	$1,70 \times 10^{-3}$	$8,46 \times 10^{-3}$	$4,60 \times 10^{-3}$	$2,45 \times 10^{-2}$

L'acronyme YLD correspond aux années perdues due à une mort prématuré et l'acronyme YLD correspond aux années vécues avec une incapacité due à la maladie.

Il existe 2 principaux objectifs de risque sanitaire. Selon l'USEPA, l'objectif à atteindre est de 10^{-4} infection/an. Selon l'OMS, l'objectif à atteindre est de 10^{-6} DALY/personne/an.

Dans le cadre de l'analyse quantitative du risque microbiologique, il est important de différencier la variabilité de l'incertitude. La variabilité est reliée à l'hétérogénéité intrinsèque d'une variable (Haas, et al., 1999). La variabilité peut être mieux caractérisée mais ne pas être réduite par l'amélioration des méthodes de mesure (Haas, et al., 1999). L'incertitude peut être due à des limites méthodologiques ou à un manque de connaissance. L'incertitude peut provenir des paramètres ou du modèle.

CHAPITRE 2 OBJECTIFS DE RECHERCHE ET MÉTHODOLOGIE

2.1 Objectifs de recherche

2.1.1 Objectif général

L'objectif général est d'évaluer l'applicabilité du modèle d'analyse quantitative du risque microbiologique (QMRA) élaboré par Santé Canada.

2.1.2 Objectifs spécifiques

- Caractériser la qualité microbiologique des eaux brutes des 9 installations de traitement d'eau potable de la région de Montréal.
- Proposer une approche simplifiée pour évaluer la contamination microbiologique de l'eau sur la base d'indicateurs microbiens.
- Évaluer l'impact de la méthode de calcul du CT sur le log d'inactivation obtenu.
- Estimer le risque microbiologique pour la santé humaine à l'aide du modèle QMRA de Santé Canada pour les 9 installations de traitement d'eau potable de la région de Montréal.

2.2 Hypothèses de recherche

2.2.1 Hypothèse générale

Le modèle QMRA de Santé Canada est facile d'utilisation et est un outil pouvant être diffusé.

2.2.2 Hypothèses spécifiques

- Les concentrations des microorganismes à l'eau brute varient sur plusieurs ordres de grandeur au cours de l'année pour une installation donnée et entre les différentes installations de traitement d'eau potable.
- *Escherichia coli* permet l'estimation du niveau de contamination par les microorganismes pathogènes.

- L'utilisation du temps de séjour théorique pour le calcul du CT amène une surestimation de l'inactivation (l'efficacité hydraulique n'est pas considérée).
- Les installations de traitement d'eau potable atteignent les objectifs de 10^{-4} infection/année et 10^{-6} DALY/personne par année et il y a plusieurs ordres de grandeurs entre les risques obtenus pour les différentes installations.

2.3 Méthodologie

Les données microbiologiques seront fournies par les installations de traitement d'eau potable. Ces données seront analysées avec le logiciel Statistica sur une base mensuelle afin d'observer la variabilité au cours d'une année.

La relation entre *E. coli* et les protozoaires sera évaluée par régression linéaire. Le tableau de valeurs par défaut proposé par Santé Canada sera comparé aux données à l'eau brute afin d'évaluer si celui-ci représente bien la situation réelle aux eaux brutes de la région de Montréal.

Le modèle QMRA élaboré par Santé Canada utilise le temps de séjour théorique pour le calcul de l'inactivation. L'efficacité hydraulique est pourtant un facteur important dont il faut tenir compte. Ainsi, un fichier IDDF (integrated disinfection design framework) sera mis au point afin de calculer l'inactivation en tenant compte du facteur d'efficacité hydraulique. Les risques obtenus en utilisant ces 2 méthodes de calcul seront comparés afin d'évaluer l'impact de l'efficacité hydraulique sur le risque.

Pour l'installation de traitement d'eau potable de Pierrefonds, il sera possible de déterminer une équation représentant la décroissance de la concentration d'ozone puisqu'il y a 3 points de mesures de l'ozone résiduel.

Le modèle QMRA de Santé Canada sera appliqué aux 9 installations de traitement d'eau potable de la région de Montréal. Les risques obtenus seront comparés aux objectifs d'ordre sanitaire de l'USEPA et de l'OMS.

Suite à l'application du modèle QMRA de Santé Canada, des améliorations pourront être proposées au modèle lui-même ou à son utilisation.

CHAPITRE 3 CARACTÉRISATION DE LA QUALITÉ MICROBIOLOGIQUE DES EAUX BRUTES DES INSTALLATIONS DE TRAITEMENT D'EAU POTABLE DE LA RÉGION DE MONTRÉAL

Dans le cadre de ce projet, la région de Montréal a été divisée en deux systèmes hydrographiques:

- Le système du fleuve Saint-Laurent
- Le système des rivières des Mille-Îles et des Prairies

Le système du fleuve Saint-Laurent comprend les installations de traitement d'eau potable Charles-J.-Des Baillets, Atwater, Lachine, Dorval et Pointe-Claire. Ce système est séparé en deux groupes. Le premier groupe comprend les installations Charles-J. Des Baillets et Atwater qui sont alimentées par une même prise d'eau. Le second groupe comprend les installations de Pointe-Claire, Dorval et Lachine qui sont toutes alimentées à partir du Lac St-Louis. Le système des rivières des Mille-Îles et des Prairies comprend les installations de Pierrefonds, Chomedey, Pont-Viau et Sainte-Rose. La figure 3-1 présente l'emplacement des prises d'eau pour les différentes installations de traitement d'eau potable de la région de Montréal. Les objectifs du chapitre sont les suivants :

- Caractériser la qualité microbiologique des eaux brutes.
- Évaluer les variations saisonnières pour une installation de traitement d'eau potable et les variations entre les différentes installations.
- Évaluer si la fréquence de l'échantillonnage est suffisante pour bien déterminer la moyenne.
- Évaluer si l'on peut utiliser une distribution log-normale pour modéliser la distribution des concentrations des microorganismes à l'eau brute.
- Évaluer si la classification des eaux brutes selon la classification de Santé Canada représente bien les observations à l'eau brute pour les installations de traitement d'eau potable de la région de Montréal.
- Comparer les approches de Santé Canada, du Québec et de l'USEPA au niveau du classement des eaux de surface et des objectifs de traitement.
- Évaluer la corrélation entre les indicateurs microbiens et les protozoaires.

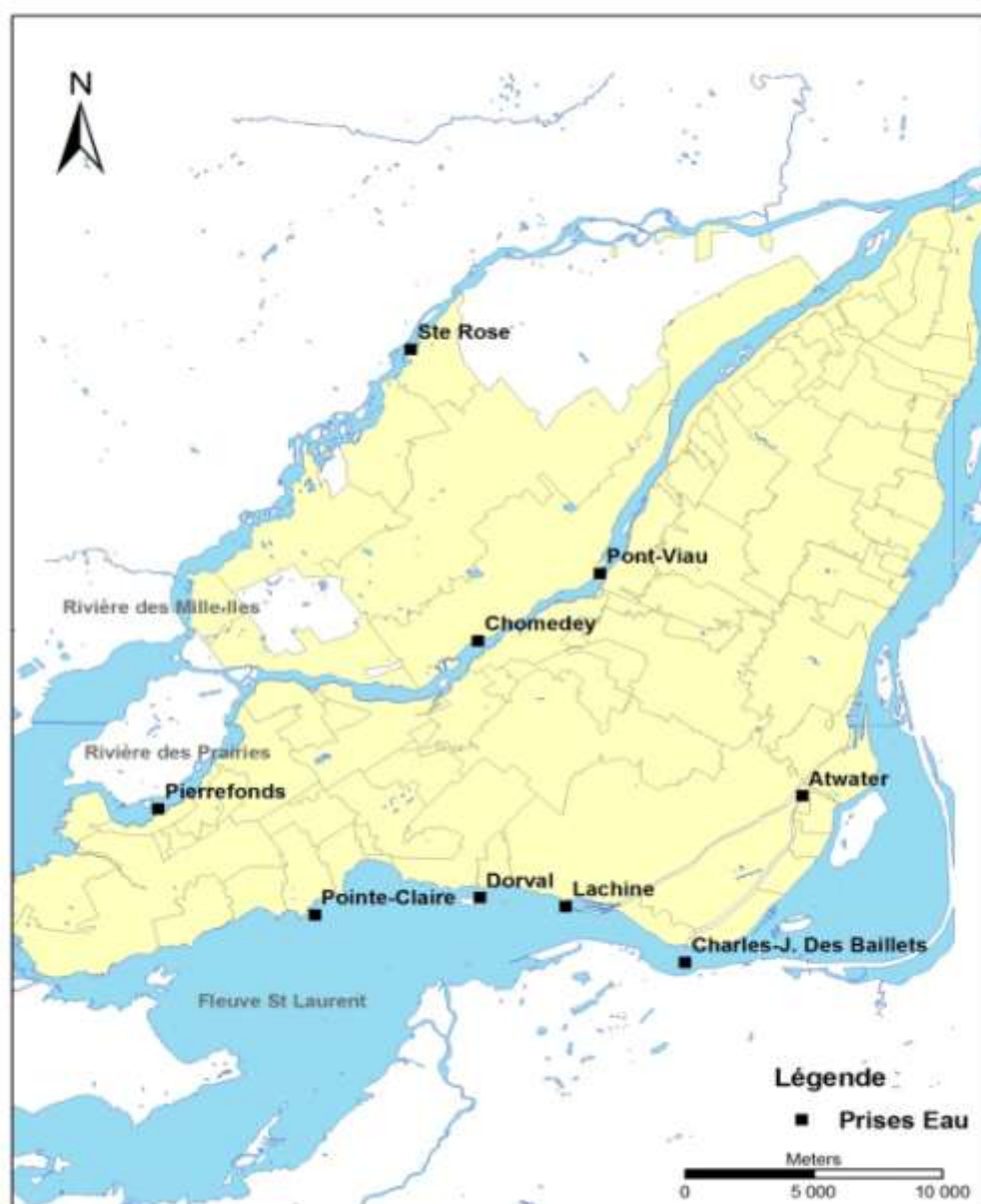


Figure 3-1 Emplacement des prises d'eau des installations de traitement d'eau potable de la région de Montréal

Avant de présenter les données microbiologiques à l'eau brute pour les différentes installations de traitement d'eau potable, il faut noter que certaines d'entre elles font des mesures de coliformes thermotolérants communément appelés coliformes fécaux (CF) et d'autres font des mesures d'*Escherichia coli* (*E. coli*). Cela est important à mentionner car les mesures d'*E. coli* ne sont pas équivalentes à celles des coliformes thermotolérants puisqu'*E. coli* est une bactérie qui fait partie du groupe des coliformes thermotolérants qui comprend également d'autres types de bactéries soient *Klebsiella*, *Enterobacter* et *Citrobacter*. Ainsi, le rapport *E. coli*/coliformes thermotolérants est inférieur à 1. Il s'agit maintenant de déterminer quel est le rapport *E. coli*/coliformes thermotolérants. *E. coli* représente plus de 94% des coliformes thermotolérants dans les fèces des humains et des animaux (Tallon, et al., 2005). Dans l'environnement, il semble que la proportion d'*E. coli* soit plus faible. C'est ce qui est observé pour la rivière des Mille-Îles. Les rapports *E. coli*/coliformes thermotolérants obtenus en se basant sur les données du rapport de Payment (2003) sont présentés au tableau 3-1. Le rapport varie tout au long de la rivière et dans certains cas, le rapport *E. coli*/coliformes thermotolérants est plus faible en rivière que dans l'eau usée. Comme les installations Atwater et Charles-J. Des Baillets réalisent depuis 2009 des mesures d'*E. coli* en plus des mesures de coliformes thermotolérants, il est possible de déterminer le rapport *E. coli*/coliformes thermotolérants pour ces 2 installations. Ainsi, en 2009, pour l'installation Atwater, le rapport *E. coli*/coliformes thermotolérants était de 0,92 et pour l'installation Charles-J. Des Baillets, ce rapport était de 0,77. En tenant compte des différentes données présentées, il semble que le rapport *E. coli*/coliformes thermotolérants soit spécifique au site étudié. Il faut aussi mentionner que le rapport *E. coli*/coliformes thermotolérants est affecté par la méthode d'analyse utilisée. Hamilton et al. (2005) ont démontré que le rendement pour *E. coli* est plus élevé avec les méthodes de détection enzymatiques qu'avec les méthodes de culture conventionnelles.

Tableau 3-1 Rapports *E. coli*/coliformes thermotolérants pour différents sites sur la rivière des Mille-Îles

Sites	Rapports <i>E. coli</i> /coliformes thermotolérants			
	Égout	Eau usée traitée	UV	Eau de rivière
Deux Montagnes	0,80	0,74	–	0,65
St-Eustache	0,62	0,67	0,59	0,49
Fabreville	0,76	1,26	0,58	–
Boisbriand	0,70	0,79	0,64	–
Ste-Thérèse	0,56	0,69	–	0,82
Rosemère	0,72	1,21	0,91	0,58
Terrebonne	0,72	0,81	–	0,81
Ste-Rose	0,76	0,78	0,79	0,85
Lachenaie	–	–	–	0,64

Adapté de (Payment, 2003)

Bien que les coliformes thermotolérants soient considérés comme un indicateur de contamination fécale récente valable, *E. coli* est maintenant considéré comme le meilleur indicateur de contamination fécale récente puisque certains coliformes thermotolérants ne sont pas d'origine fécale (*Klebsiella*) et qu'il y a eu le développement de méthodes efficaces et faciles d'utilisation pour mesurer *E. coli* (Tallon, et al., 2005; World Health Organization (WHO), 2006b). C'est pour cette raison que prochainement l'approche du Québec va adopter *E. coli* en remplacement des coliformes thermotolérants. Dans le cadre de ce remplacement, le comité réglementation de Réseau Environnement a proposé d'utiliser un rapport *E. coli*/coliformes thermotolérants de 0,75 (Barbeau, 2011, communication personnelle).

Dans les sections 3.1 à 3.5 et 3.7, les données brutes seront utilisées. Dans la section 3.6, où il y a une comparaison entre les approches de Santé Canada, du Québec et de l'USEPA, un rapport *E. coli*/coliformes thermotolérants sera appliqué car l'approche de Santé Canada utilise la concentration d'*E. coli* et l'approche du Québec utilise la concentration de coliformes thermotolérants (changement vers *E. coli* prochainement).

Pour les installations où une valeur pour le rapport est connue c'est cette valeur qui sera utilisée. Ainsi, un rapport *E. coli*/coliformes thermotolérants de 0,85 sera utilisé pour Sainte-Rose, un rapport de 0,92 sera utilisé pour Atwater et un rapport de 0,77 sera utilisé pour Charles-J. Des

Baillets. Pour les installations où il n'y a pas de valeur connue pour le rapport *E. coli*/coliformes thermotolérants, le rapport de 0,75 proposé par Réseau Environnement sera utilisé.

3.1 Installations de traitement d'eau potable Charles-J.-Des Baillets et Atwater

3.1.1 Configuration physique des prises d'eau

Les informations sur la configuration physique des prises d'eau proviennent du rapport de Carrière & Barbeau (2003). Les installations de traitement d'eau potable Charles-J. Des Baillets et Atwater sont alimentées par une prise d'eau principale localisée dans le fleuve St-Laurent à 610 mètres de la rive de l'île de Montréal. L'eau est amenée à une chambre des vannes par 4 conduites de 2,13 m de diamètre. L'installation de traitement Charles-J. Des Baillets est alimentée par une conduite de 3,66 m de diamètre qui part de la chambre des vannes. Quatre autres conduites partent de la chambre de vannes pour amener l'eau dans le canal de l'Aqueduc d'une longueur de 8 km où l'installation de traitement Atwater pompe son eau. La prise d'eau d'urgence est composée de 2 conduites de 1,83 m de diamètre qui sont directement connectées au canal de l'Aqueduc. La prise d'eau d'urgence est normalement fermée car elle puise son eau à une plus faible distance de la rive que la prise d'eau principale. Sa qualité microbiologique est donc influencée de façon plus importante par les eaux de la rivière des Outaouais qui sont déversées dans les eaux du fleuve, en amont du Lac St-Louis.

3.1.2 Qualité microbiologique de l'eau brute

Pour les installations de traitement d'eau potable Charles-J. Des Baillets et Atwater, des mesures de coliformes thermotolérants (colif. thermo.), *Cryptosporidium* et *Giardia* sont effectuées depuis plusieurs années. La méthode de détection des protozoaires (*Cryptosporidium* et *Giardia*) utilisée est la méthode 1623 développée par l'USEPA.

Le tableau 3-2 présente les statistiques pour les données des concentrations des microorganismes à l'eau brute. Pour les mesures de la concentration de coliformes thermotolérants, *Cryptosporidium* et *Giardia*, la limite de détection est 1 UFC/100mL, 1 oocyste/100L et 1 kyste/100L respectivement. Une valeur de 0,5 a été assignée pour représenter une donnée sous la limite de détection. Les données de microorganismes à l'eau brute présentées au tableau 3-2

varient sur plusieurs ordres de grandeur et cela, pour les 2 installations de traitement. Les statistiques sur une base annuelle pour les données des concentrations des microorganismes à l'eau brute sont présentées à l'annexe 3.

Tableau 3-2 Concentrations des microorganismes à l'eau brute des installations de traitement d'eau potable Charles-J. Des Baillets et Atwater¹

Installations	Microorganismes	N	moy. arith.	écart-type	min	max	médiane	moy. géo.
Charles-J. Des Baillets (2004-2010)	Colif. thermo. (UFC/100mL)	1 536	6,9	9,2	0,5	105	4,0	3,7
	<i>Cryptosporidium</i> (oocystes/100L)	57	1,4	2,2	0,5	15	0,5	0,9
	<i>Giardia</i> (kystes/100L)	57	8,4	10	0,5	50	4,0	4,1
Atwater (2004-2010)	Colif. thermo. (UFC/100mL)	1 531	64	87	0,5	713	22	19
	<i>Cryptosporidium</i> (oocystes/100L)	57	1,7	2,0	0,5	10	1,0	1,1
	<i>Giardia</i> (kystes/100L)	57	5,7	7,4	0,5	40	3,0	2,6

Les figures 3-2 et 3-3 présentent l'évolution de la concentration des coliformes thermotolérants au cours de l'année pour la période 2004-2010. Sur la figure 3-2, une diminution de la concentration des coliformes thermotolérants est observée pendant la période estivale à l'eau brute de l'installation Charles-J. Des Baillets. L'augmentation observée au mois d'avril est causée par la crue printanière. Sur la figure 3-3, une importante augmentation de la concentration des coliformes thermotolérants au cours de la période estivale est observée pour l'installation Atwater.

¹ Les données microbiologiques à l'eau brutes des installations de traitement d'eau potable Atwater et Charles-J. Des Baillets ont été fournies par M. Laurent Laroche (Ville de Montréal).

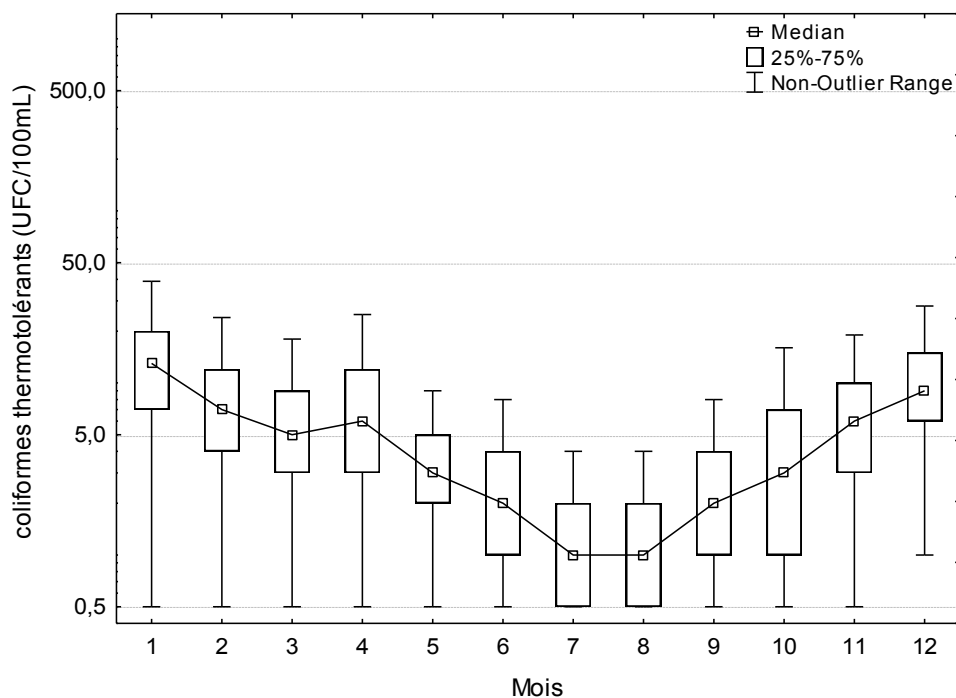


Figure 3-2 Évolution de la concentration de coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement d'eau potable Charles-J. Des Baillets 2004-2010

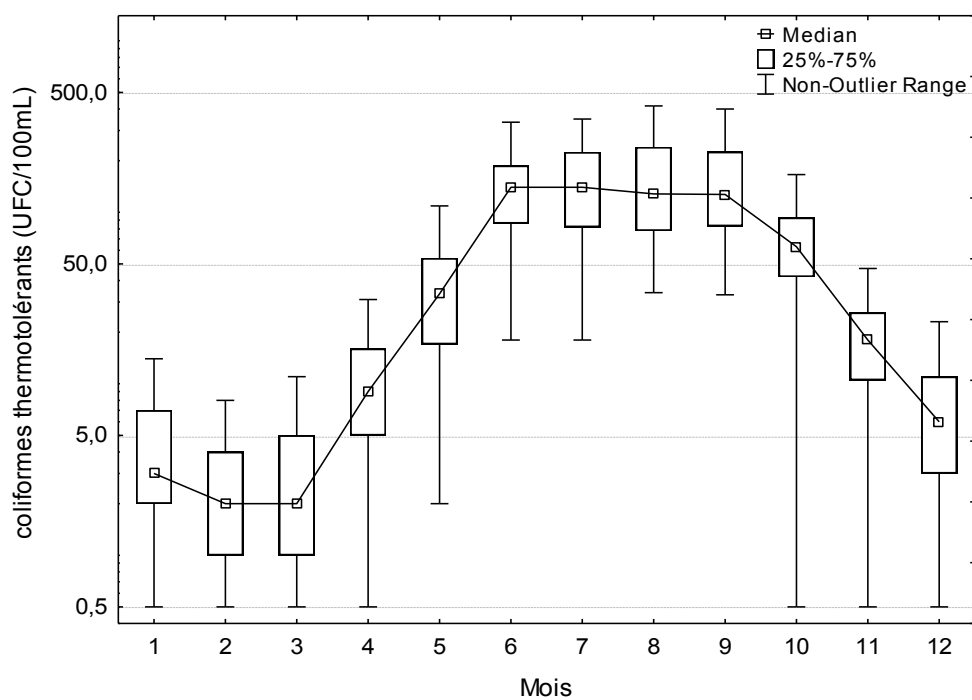


Figure 3-3 Évolution de la concentration de coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement d'eau potable Atwater 2004-2010

À l'annexe 4, l'évolution de la concentration des coliformes thermotolérants ainsi que celles de *Giardia* et *Cryptosporidium* sont présentées sur un même graphique et cela, pour Charles-J. Des Baillets et Atwater. Pour Charles-J. Des Baillets, dans le cas de *Giardia*, la tendance saisonnière est semblable à celle des coliformes thermotolérants alors que la concentration de *Cryptosporidium* ne présente aucune tendance nette. Pour Atwater, la tendance saisonnière de *Giardia* est opposée à celle des coliformes thermotolérants. En effet, durant la période estivale, la concentration de *Giardia* diminue alors que celle des coliformes thermotolérants augmente. Tout comme pour Charles-J. Des Baillets, la concentration de *Cryptosporidium* pour Atwater ne présente aucune tendance nette. L'évaluation des corrélations entre la concentration des coliformes thermotolérants et les concentrations de *Giardia* et de *Cryptosporidium* sont présentées et discutées ultérieurement (section 3.7). La figure 3-4 présente la moyenne mobile mensuelle de la concentration des coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement Atwater. Une diminution de la concentration d'année en année est observée. Le graphique de la moyenne mobile mensuelle pour l'installation Charles-J. Des Baillets est présenté à l'annexe 5 et il n'y a pas de tendance interannuelle qui est observée.

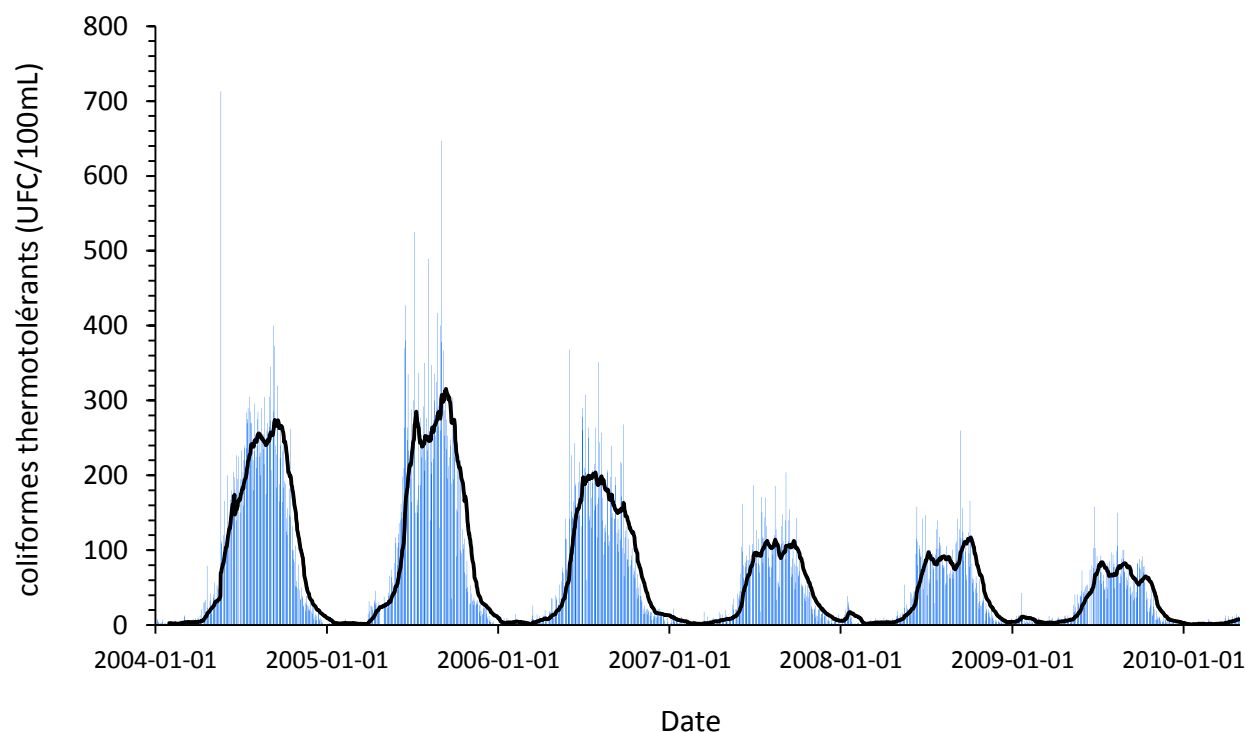


Figure 3-4 Moyenne mobile mensuelle de la concentration des coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement d'eau potable Atwater

Comme mentionné précédemment, une diminution de la concentration des coliformes thermotolérants est observée à Charles-J. Des Baillets en été alors qu'une élévation est observée à Atwater. Ces 2 installations sont alimentées par une même prise d'eau principale située dans le fleuve Saint-Laurent. L'installation Charles-J. Des Baillets est directement alimentée par l'eau du fleuve alors que l'installation Atwater est alimentée par le canal de l'aqueduc d'une longueur d'environ 8 km qui s'écoule à ciel ouvert. Ainsi, ce qui distingue ces 2 installations c'est le canal de l'aqueduc. Il y a donc une contamination par les coliformes thermotolérants qui a lieu dans le canal de l'aqueduc. Deux hypothèses sont plausibles quant à l'origine de cette contamination : animale ou humaine (eaux usées). Pendant les mois où la différence est la plus élevée, une concentration moyenne de 1 UFC/100mL est observée à l'eau brute de l'installation Charles-J. Des Baillets alors qu'une concentration moyenne de 100 UFC/100mL est observée à l'eau brute de l'installation Atwater. Le débit du canal de l'Aqueduc est d'environ 1 350 000 m³/jour. En combinant ces informations, on obtient une contamination par les coliformes thermotolérants dans le canal de l'aqueduc de $1,35 \times 10^{12}$ UFC/jour. À partir de données de la littérature sur la concentration de coliformes thermotolérants dans les fèces d'animaux, il a été possible d'estimer le nombre d'animaux nécessaire pour mener à la contamination observée dans le canal de l'aqueduc. Le tableau 3-3 présente les résultats obtenus. En se basant sur ces résultats, il semble plausible que les oiseaux (goélands, canards et pigeons) soient la cause de la contamination du canal de l'Aqueduc durant l'été. Pour plus de détails sur les données utilisées, voir l'annexe 6.

Tableau 3-3 Estimation des populations animales nécessaires pour expliquer la contamination dans le canal de l'Aqueduc

Animaux	Nombre d'animaux par jour
Goéland à bec cerclé	100 à 200
Goéland argenté	800
Canard	100 à 500
Bernache du Canada	150 000
Pigeon	700
Rat musqué	54 000
Raton laveur	12 000
Cerf	4 000
Vache laitière	10
Cheval	3 000
Porc	100
Mouton	100
Poule pondeuse	10 000

Précédemment, une diminution de la concentration de coliformes thermotolérants d'année en année est observée à l'eau brute d'Atwater. Dans les 20 dernières années, des interventions relativement à la protection aviaires ont été faites sous les ponts traversant le canal de l'aqueduc (tableau 3-4). Selon les informations présentées au le tableau 3-4, il ne semble pas que la pose de filets pour la protection aviaire soit l'explication à la diminution observée.

Tableau 3-4 Système de protection aviaire sous les structures qui passent au-dessus du canal de l'Aqueduc²

Numéro de la structure	Nom de la structure	Année de construction	Année de la dernière intervention	Présence d'un système de protection aviaire*
81-2301	P.O. Avenue Dollard/Canal de l'Aqueduc	1920	2007	à venir
81-2302	P.O. Boul. Bishop-Power/Canal de l'Aqueduc	1920	1994	N/A
81-5050	P.O. Pont Crawford/Canal de l'Aqueduc	1921	2005	N/A
81-5051	P.O. Pont de l'Asile/Canal de l'Aqueduc	1922	travaux à venir	N/A
81-5052	P.O. Rue de l'Église/Canal de l'Aqueduc	1917	1979	N/A
81-5053	P.O. Pont Jolicoeur/Canal de l'Aqueduc	1932	travaux à venir	N/A
81-5055	P.O. Rue Stephens/Canal de l'Aqueduc	1926	2005	Oui
81-5056	P.O. Rue Woodland/Canal de l'Aqueduc	1927	1990	Oui, endommagé
81-5057	P.O. Pont Galt/Canal de l'Aqueduc	1974		Non

*«N/A» signifie que l'installation d'un tel système n'est pas applicable ou requis.

Pour déterminer si la contamination est d'origine humaine, il faudrait mesurer des indicateurs spécifiques à l'homme tels que la caféine. Des études supplémentaires sont nécessaires pour déterminer l'origine de la contamination dans le canal de l'aqueduc.

² L'information a été fournie par la ville de Montréal.

3.2 Installations de traitement d'eau potable de Pointe-Claire, Dorval et Lachine

3.2.1 Configuration physique des prises d'eau

Les informations sur la configuration physique des prises d'eau proviennent du rapport de Carrière & Barbeau (2003).

L'installation de traitement d'eau potable de Pointe-Claire est alimentée par 2 prises d'eau localisées dans le lac St-Louis, qui fait partie du fleuve Saint-Laurent. La première prise d'eau est localisée à 383 m du puits d'eau brute et y est connecté par une conduite de 1,8 mètre de diamètre. La seconde prise d'eau est localisée à 563 m du puits d'eau brute et y est connecté par une conduite de 1,2 m de diamètre. Avant d'atteindre le puits d'eau brute, l'eau passe à travers un tamis.

L'installation de traitement d'eau potable de Dorval est alimentée par 3 prises d'eau localisées dans le lac St-Louis. La première prise d'eau est connectée au puits d'eau brute par une conduite en béton armé précontraint de 514 m de long et de 1,05 m de diamètre. La distance entre la rive et la prise d'eau est de 354 m. La deuxième prise d'eau est connectée au puits d'eau brute par une conduite de 287 m de long et de 0,6 m de diamètre. La distance entre la rive et la prise d'eau est de 118 m. La troisième prise d'eau est connectée au puits d'eau brute par une conduite de 494 m de long et de 0,9 m de diamètre. La distance entre la rive et la prise d'eau est de 275 m. La prise d'eau la plus utilisée est celle ayant un diamètre de 1,05 m car elle procure certains avantages tels qu'une grande capacité pour l'installation de traitement, une eau brute d'excellente qualité et une bonne protection contre les débris. Avec cette prise d'eau, il arrive de capter l'eau du fleuve pendant 2 à 3 mois. L'eau du fleuve est facile à traiter. La structure du grillage au-dessus de la prise d'eau permet également d'éviter la présence de carpes dans le puits d'eau brute. Les informations en ce qui concerne la distance entre la rive et les prises d'eau et les avantages reliés à l'utilisation de la prise d'eau de 1,05 m de diamètre ont été fournies par M. Simon Martel (Ville de Montréal).

L'installation de traitement d'eau potable de Lachine est alimentée par une prise d'eau qui est directement localisée sur la rive du lac St-Louis. La conduite entre la prise d'eau et le puits d'eau

brute mesure 574 m de long. La première section de la conduite a un diamètre de 2,29 m. La seconde section de la conduite a un diamètre de 1,83 m et est connectée au puits d'eau brute.

3.2.2 Qualité microbiologique des eaux brutes

Pour les installations de traitement d'eau potable de Pointe-Claire, Dorval et Lachine, il y a seulement des mesures de coliformes thermotolérants disponibles pour caractériser la qualité microbiologique des eaux brutes.

Le tableau 3-5 présente les statistiques pour les données de la concentration des coliformes thermotolérants à l'eau brute. Pour les mesures de la concentration de coliformes thermotolérants, la limite de détection est de 10 UFC/100mL pour les valeurs disponibles. Une valeur de 5 UFC/100mL a été assignée pour représenter une donnée sous la limite de détection. Comme c'est le cas pour les installations Charles-J. Des Bailleurs et Atwater, une grande variation des données de coliformes thermotolérants à l'eau brute est observée au tableau 3-5. Les concentrations varient sur environ deux ordres de grandeur. Les statistiques sont très similaires pour les eaux brutes de Dorval et Pointe-Claire alors que l'eau brute de Lachine a une médiane plus faible. Les statistiques sur une base annuelle pour les données des concentrations de coliformes thermotolérants à l'eau brute sont présentées à l'annexe 3.

Tableau 3-5 Concentrations des coliformes thermotolérants à l'eau brute des installations de traitement d'eau potable de Pointe-Claire, Dorval et Lachine³

Installations	Microorganismes	N	moy. arith.	écart-type	min	max	médiane	moy. géo.
Pointe-Claire (2006-2010)	Colif. thermo. (UFC/100mL)	227	45	109	5,0	1400	20	20
Dorval (2005-2010)	Colif. thermo. (UFC/100mL)	281	41	59	10	700	20	24
Lachine (2008-2010)	Colif. thermo. (UFC/100mL)	122	32	63	5,0	500	10	15

³ Les données microbiologiques à l'eau brute des installations de traitement d'eau potable de Pointe-Claire, Dorval et Lachine ont été fournies par Mme Marijo Pilon, M. Pierre Dussault et M. Roger Lajoie respectivement.

Les figures 3-5, 3-6 et 3-7 présentent l'évolution de la concentration des coliformes thermotolérants au cours de l'année. Pour les trois installations, une diminution de la concentration des coliformes thermotolérants à l'eau brute est observée pendant la période estivale. Contrairement à l'installation Charles-J. Des Bailleurs, l'impact de la crue printanière au mois d'avril n'est pas observé.

Les graphiques de la moyenne mobile mensuelle pour la concentration des coliformes thermotolérants des installations de Pointe-Claire, Dorval et Lachine sont présentés à l'annexe 5 et il n'y a pas de tendances interannuelles qui sont observées.

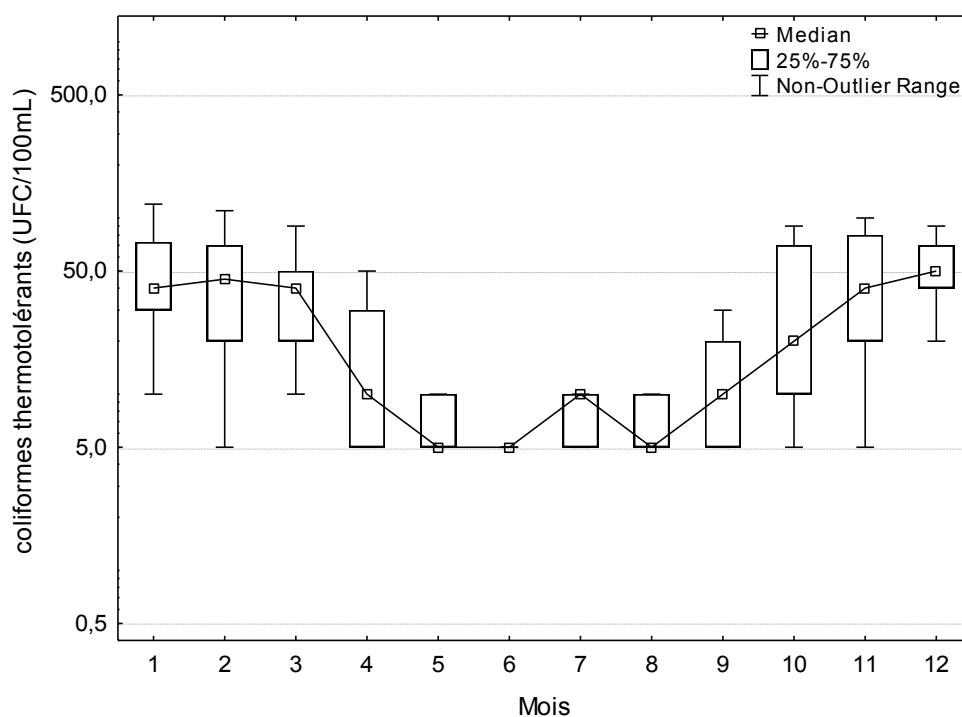


Figure 3-5 Évolution de la concentration de coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement d'eau potable Pointe-Claire 2006-2010

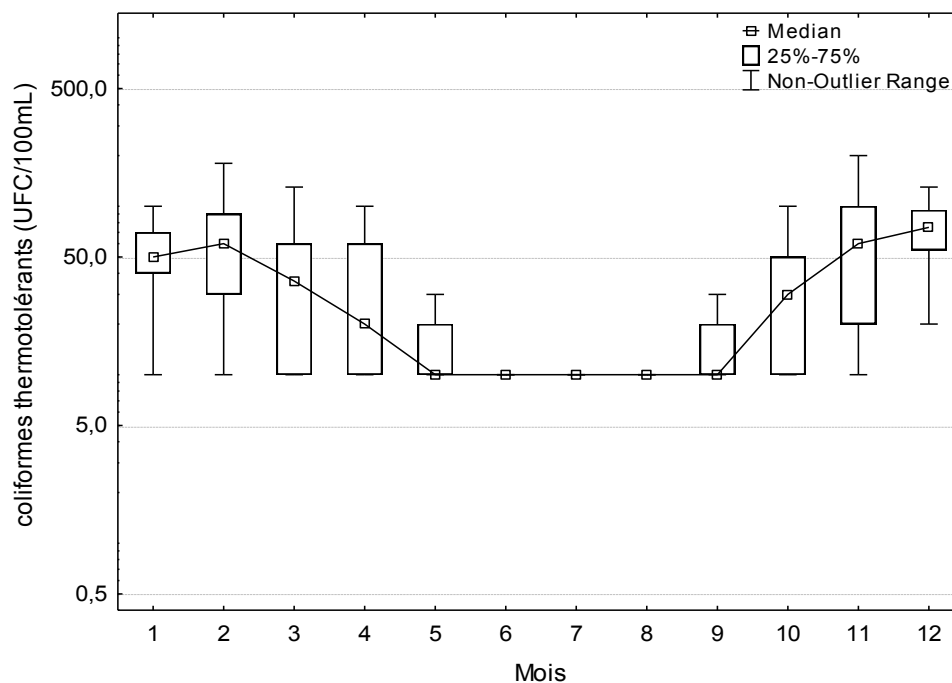


Figure 3-6 Évolution de la concentration de coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement d'eau potable de Dorval 2005-2010

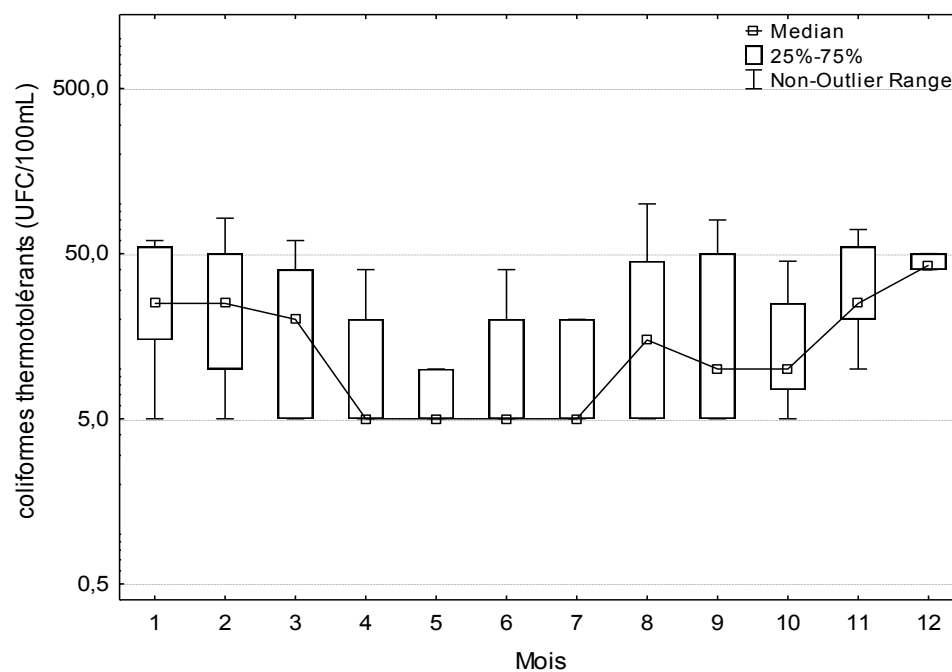


Figure 3-7 Évolution de la concentration de coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement d'eau potable de Lachine 2008-2010

3.3 Installations de traitement d'eau potable de Pierrefonds, Chomedey, Pont-Viau et Sainte-Rose

3.3.1 Configuration physique des prises d'eau

Les informations sur la prise d'eau brute de l'installation de traitement d'eau potable de Pierrefonds ont été fournies par M. Stéphane Dumas (Ville de Montréal) et Mme Marie-Anne Gabriel, ingénieure d'usines. L'installation de Pierrefonds est alimentée par 2 prises d'eau qui sont localisées dans la rivière des Prairies. Les 2 conduites ont une longueur de 335 m. Une des conduites a un diamètre de 1,5 m et l'autre conduite a un diamètre de 0,9 m. La distance entre les prises d'eau et la rive est d'environ 50 m.

Les informations sur la prise d'eau brute de l'installation de traitement d'eau potable de Chomedey ont été fournies par M. François Tremblay (Ville de Laval). L'installation de Chomedey est alimentée par 2 prises d'eau qui sont localisées dans la rivière des Prairies. La prise d'eau principale a un diamètre de 2,135 m et est située à environ 180 m de la rive. La prise d'eau secondaire a un diamètre de 0,915 m et est située à environ 100 m de la rive. Selon un rapport d'inspection sous-marine réalisé le 20 octobre 2010, le dessus de la prise d'eau principale était situé approximativement à 4 m sous l'eau à ce moment et le dessus de la prise d'eau secondaire était situé approximativement à 4,7 m sous l'eau. La prise d'eau secondaire est utilisée lorsqu'il y a du frasil ou lors de l'entretien de la prise d'eau principale.

Les informations sur la prise d'eau brute de l'installation de traitement d'eau potable de Pont-Viau ont été fournies par M. Daniel Legault, superviseur de l'installation. L'installation de Pont-Viau est alimentée par 2 prises d'eau qui sont localisées dans la rivière des Prairies. Selon de vieux plans, la prise d'eau principale a un diamètre de 1,8 m et la prise d'eau secondaire a un diamètre de 1,35 m. Il est possible que l'information pour le diamètre de la conduite secondaire ne soit pas exacte car selon un rapport d'inspection sous-marine réalisé le 20 octobre 2010, la prise d'eau secondaire a un diamètre de 2,13 m et est constituée de tôle ondulée galvanisée. La prise d'eau principale est située à environ 80 m de la rive et la prise d'eau secondaire à environ 10 m. Lors de l'inspection sous-marine, le dessus de la prise d'eau principale était situé approximativement à 4 m sous l'eau et le dessus de l'embouchure de la conduite d'amenée de la prise d'eau secondaire était situé à 1,17 m sous l'eau. Selon M. Legault, il est possible qu'à l'été

2011 une inspection plus poussée des prises d'eau soit effectuée afin de vérifier leur état. Cette dernière permettrait de valider les informations relatives aux diamètres des conduites. La prise d'eau secondaire, qui est moins bien localisée que la prise d'eau principale, est utilisée lorsqu'il y a du frasil.

Les informations sur la prise d'eau brute de l'installation de traitement d'eau potable de Sainte-Rose ont été fournies par M. Claude Durivage, surintendant de l'installation. L'installation Sainte-Rose est alimentée par 1 prise d'eau qui est localisée dans la rivière des Mille-Îles. La conduite reliant la prise d'eau à l'installation de traitement a une longueur de 316 m, un diamètre de 1,4 m et est constituée d'acier galvanisé ondulé avec un revêtement intérieur en bitume. La distance entre la prise d'eau et la rive est d'environ 230 m.

3.3.2 Qualité microbiologique des eaux brutes

Pour l'installation de traitement d'eau potable de Pierrefonds, il y a seulement des mesures de coliformes thermotolérants à l'eau brute disponibles pour la caractérisation. Pour les installations de traitement d'eau potable de Chomedey, Pont-Viau et Sainte-Rose, des mesures d'*E. coli*, *Cryptosporidium* et *Giardia* sont effectuées depuis plusieurs années. La méthode de détection des protozoaires qui est utilisée par les installations de traitement de Laval diffère légèrement de la méthode 1623 utilisée par les installations Atwater et Charles-J. Des Baillets. Les différences se trouvent au niveau du volume d'eau utilisé et de la méthode de séparation. Selon la méthode 1623, un échantillon d'eau brute de 50 L est utilisé alors que selon la méthode de Laval un échantillon d'eau décantée de 10 L est utilisé. Selon la méthode 1623, la séparation est effectuée par filtration (filtre Envirocheck HV) alors que selon la méthode de Laval la séparation est effectuée par décantation. Ces différences au niveau de la méthode ont une influence sur la limite de détection et possiblement, sur le taux de récupération. Comme aucune étude comparative du taux de récupération des deux méthodes n'est disponible, les données brutes sont présentées dans ce mémoire. Le tableau 3-6 présente les statistiques des concentrations des microorganismes à l'eau brute. Pour les mesures des concentrations de coliformes thermotolérants - *E. coli*, *Giardia* et *Cryptosporidium* à l'eau brute, la limite de détection est de 10 UFC/100mL, 10 kystes/100L et 10 oocystes/100L respectivement. Une valeur de 5 a été assignée pour représenter une donnée sous la limite de détection. Une importante variation des concentrations de microorganismes à l'eau brute est observée pour les 4 installations. La moyenne de la concentration d'*E. coli* pour

St-Rose est nettement supérieure à celles des autres installations. Contrairement aux installations de Pierrefonds, Chomedey et Pont-Viau qui pompent leur eau dans la rivière des Prairies, l'installation de Sainte-Rose pompe son eau dans la rivière des Mille-Îles dans laquelle il y a alternance de rejets d'eaux usées et de prises d'eau potable. La présence de plusieurs rejets d'eaux usées explique la moyenne plus élevée d'*E. coli* à l'eau brute pour Sainte-Rose. Pour l'installation de Pierrefonds, une valeur de 18 000 UFC/100mL a été retirée pour le calcul des statistiques présentées au tableau 3-5. Une concentration aussi élevée à l'eau brute est un événement ponctuel spécial. Les statistiques sur une base annuelle pour les données des concentrations des microorganismes à l'eau brute sont présentées à l'annexe 3.

Tableau 3-6 Concentrations des microorganismes à l'eau brute des installations de traitement d'eau potable de Pierrefonds, Chomedey, Pont-Viau et Sainte-Rose⁴

Installations	Microorganismes	N	moy. arith.	écart-type	min	max	médiane	moy. géo.
Pierrefonds (2005-2010)	Colif. thermo. (UFC/100mL)	197	39	80	5,0	880	10	17
Chomedey (2004-2010)	<i>E. coli</i> (UFC/100mL)	504	44	53	5,0	390	23	27
	<i>Cryptosporidium</i> (oocystes/100L)	62	5,5	2,7	5,0	20	5,0	5,2
	<i>Giardia</i> (kystes/100L)	62	11	12	5,0	60	5,0	8,0
Pont-Viau (2004-2010)	<i>E. coli</i> (UFC/100mL)	598	61	81	5,0	1 000	30	35
	<i>Cryptosporidium</i> (oocystes/100L)	62	5,9	4,7	5,0	40	5,0	5,4
	<i>Giardia</i> (kystes/100L)	62	13	17	5,0	80	5,0	8,6

⁴ Les données microbiologiques à l'eau brute de l'installation de traitement d'eau potable de Pierrefonds ont été fournies par M. Roger Lajoie. Pour les installations de Laval (Chomedey, Pont-Viau et Sainte-Rose), les données pour *E. coli* ont été fournies par M. Daniel Duchesne et les données pour les protozoaires ont été fournies par Mme Josée Coallier.

Tableau 3-6 Concentrations des microorganismes à l'eau brute des installations de traitement d'eau potable de Pierrefonds, Chomedey, Pont-Viau et Sainte-Rose (suite)

Installations	Microorganismes	N	moy. arith.	écart-type	min	max	médiane	moy. géo.
Sainte-Rose (2004-2010)	<i>E. coli</i> (UFC/100mL)	1 237	238	254	10	2 200	160	141
	<i>Cryptosporidium</i> (oocystes/100L)	68	6,5	4,3	5,0	30	5,0	5,9
	<i>Giardia</i> (kystes/100L)	68	33	41	5,0	210	13	17

Les figures 3-8 à 3-11 présentent l'évolution de la concentration de coliformes thermotolérants - *E. coli* au cours de l'année. Une diminution de la concentration de coliformes thermotolérants - *E. coli* est observée à l'eau brute pour les 4 installations au cours de la période estivale. Pour Pont-Viau, bien que la concentration d'*E. coli* diminue en été, le profil en été est différent de celui de Pierrefonds et de Chomedey. Une explication plausible à cette observation est la présence de plusieurs surverses en amont de la prise d'eau de Pont-Viau. Il y a également des surverses en amont de la prise d'eau de Chomedey et c'est peut-être une explication à la plus grande variabilité des données en été pour Chomedey en comparaison avec Pierrefonds.

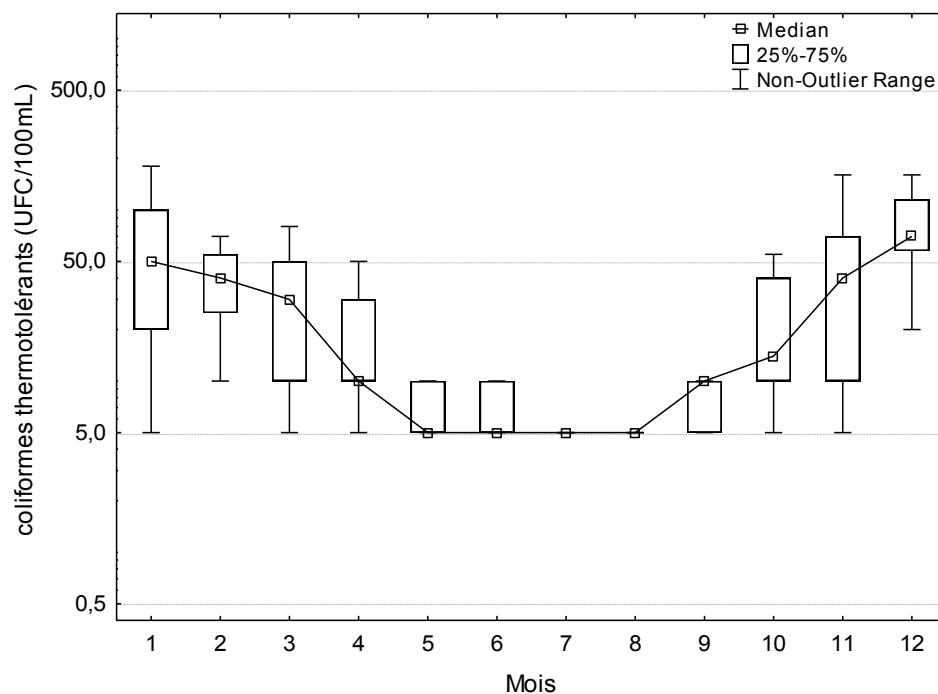


Figure 3-8 Évolution de la concentration des coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement d'eau potable de Pierrefonds 2005-2010

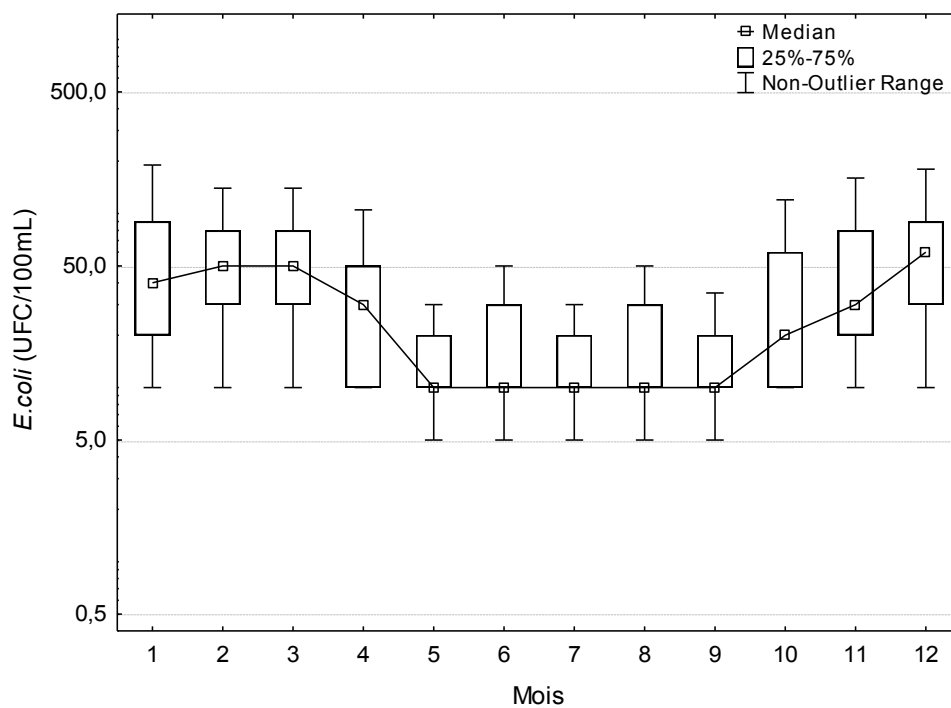


Figure 3-9 Évolution de la concentration d'*E. coli* pour l'installation de traitement d'eau potable de Chomedey 2004-2010

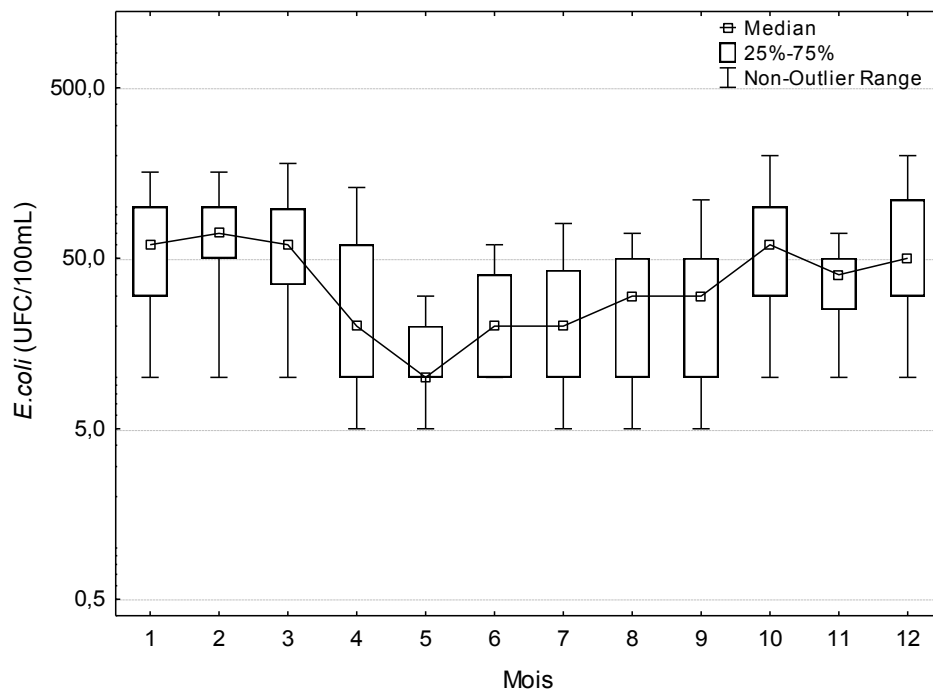


Figure 3-10 Évolution de la concentration d'*E. coli* pour l'installation de traitement d'eau potable de Pont-Viau 2004-2010

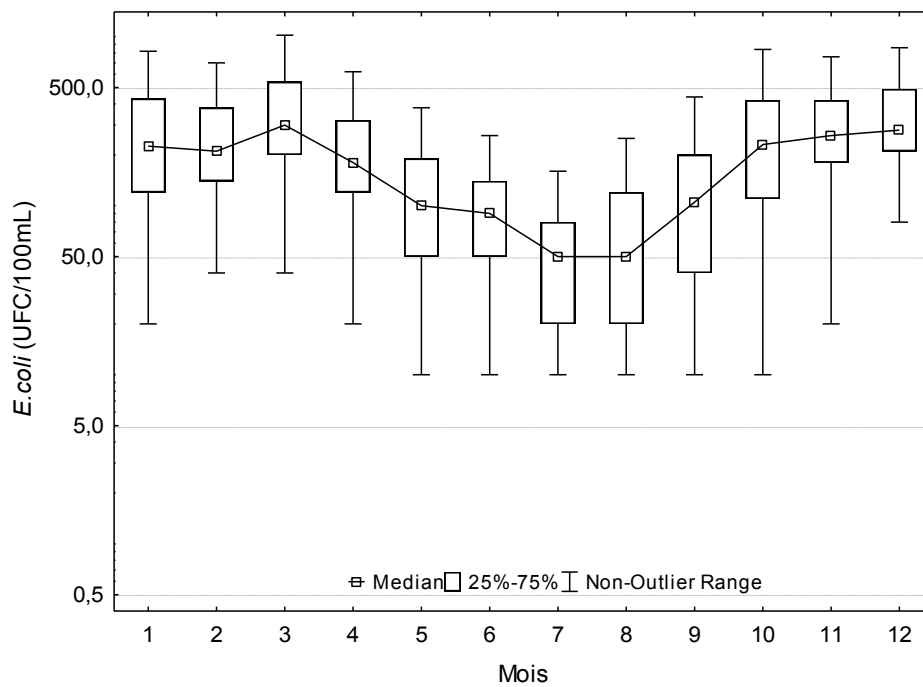


Figure 3-11 Évolution de la concentration d'*E. coli* pour l'installation de traitement de l'eau potable de Sainte-Rose 2004-2010

L'évolution de la concentration d'*E. coli* ainsi que celles de *Giardia* et *Cryptosporidium* sont présentées sur un même graphique pour Chomedey, Pont-Viau et Sainte-Rose à l'annexe 4. Pour les installations de traitement d'eau potable de Laval, il y a seulement des mesures de protozoaires pour les mois de février, mars, avril, mai, novembre et décembre contrairement aux installations Charles-J. Des Bailleurs et Atwater où il y a des mesures de protozoaires à chaque mois. La comparaison des tendances saisonnières est de ce fait plus difficile. Pour Pont-Viau, la tendance saisonnière de *Giardia* est semblable à celle d'*E. coli* alors que la concentration de *Giardia* pour les installations de Chomedey et de Sainte-Rose ne présente aucune tendance nette. La tendance saisonnière pour *Cryptosporidium* ne présente aucune tendance nette et cela, pour les trois installations de traitement. L'évaluation de la corrélation entre la concentration d'*E. coli* et les concentrations de *Giardia* et de *Cryptosporidium* sera présentée et discutée ultérieurement (section 3.7).

Les graphiques de la moyenne mobile mensuelle pour la concentration de coliformes thermotolérants - *E. coli* des installations de Pierrefonds, Chomedey, Pont-Viau et Sainte-Rose sont présentés à l'annexe 5 et il n'y a pas de tendances interannuelles qui sont observées.

3.4 Fréquence d'échantillonnage et calcul des moyennes

Une question importante à se poser est la suivante : Est-ce que le nombre d'échantillons prélevés par ces installations est suffisant pour déterminer la concentration moyenne des microorganismes à l'eau brute? Pour répondre à cette question, il faut déterminer si la concentration dominante a été identifiée par le monitoring effectué. Les graphiques aux figures 3-12 à 3-16 et aux figures de l'annexe 7 permettent de répondre à cette question. La méthodologie utilisée pour réaliser ces graphiques est celle utilisée par Smeets et al. (2010) laquelle est décrite dans les lignes qui suivent. Sur ces figures, on retrouve sur l'axe des x la concentration de microorganismes et sur l'axe des y la proportion des données qui excède ou égale cette concentration. La contribution de chaque concentration à la moyenne a été obtenue en faisant le produit entre la concentration et la proportion des données qui excède ou égale cette concentration. La concentration dominante est celle dont le produit [proportion x concentration] est le plus élevé. Pour réaliser la droite pointillée, le produit [proportion x concentration] de la concentration dominante est utilisé arbitrairement pour permettre une meilleure visualisation des données. Cette droite pointillée présente ainsi des combinaisons proportion-concentration dont le produit est toujours égal à celui

de la concentration dominante. Ainsi, lorsqu'un point est situé sur ou près de la droite pointillée, cela signifie que cette concentration a un poids important dans la moyenne. La figure 3-12 présente la distribution des concentrations de coliformes thermotolérants pour l'installation Charles-J. Des Baillets. La moyenne arithmétique est de 6,9 UFC/100mL. Sur le graphique, ce sont les concentrations entre 4 et 10 UFC/100mL qui dominent la moyenne. Ainsi, la concentration moyenne a bien été identifiée et les concentrations faibles et élevées ne contribuent pas significativement à la moyenne. Cela représente une situation normale où l'échantillonnage est adéquat. Trois facteurs peuvent influencer le calcul de la concentration moyenne soient un évènement spécial, la fréquence d'échantillonnage et la limite de détection. Les données de coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement de Pierrefonds (figure 3-13) représentent une situation où un évènement spécial (une concentration de 18 000 UFC/100mL) domine la moyenne. Sur la figure 3-14, c'est la plus faible concentration soit 5 oocystes/100L (limite de détection) qui domine la moyenne. Les figures 3-15 et 3-16 présentent des situations où l'échantillonnage n'est pas suffisant puisque l'on ne retrouve pas la forme typique de la courbe d'une situation normale où l'échantillonnage est adéquat comme à la figure 3-12.

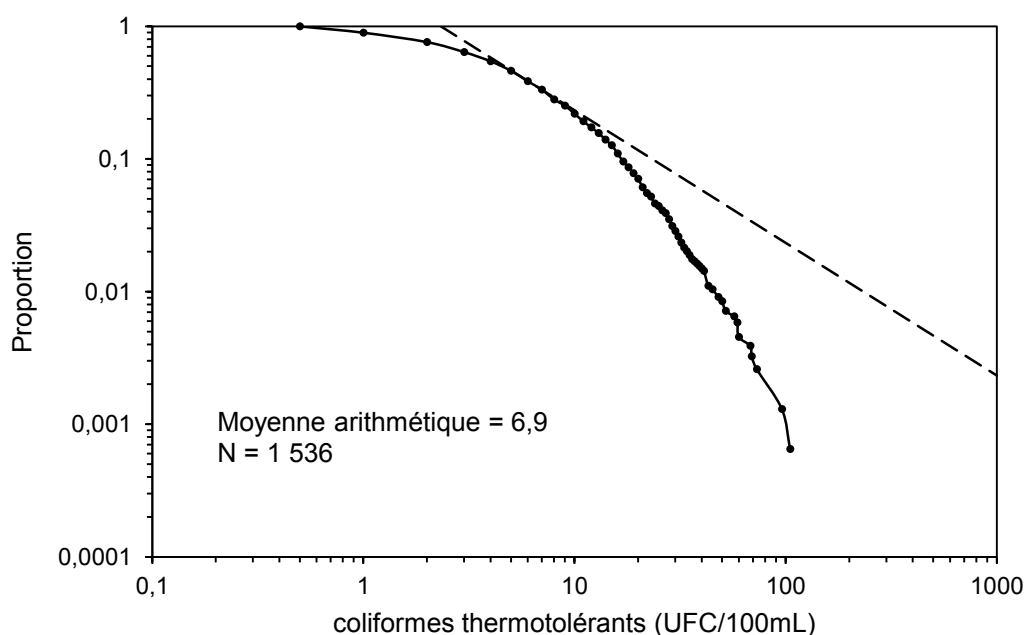


Figure 3-12 Distribution des concentrations de coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement Charles-J. Des Baillets 2004-2010

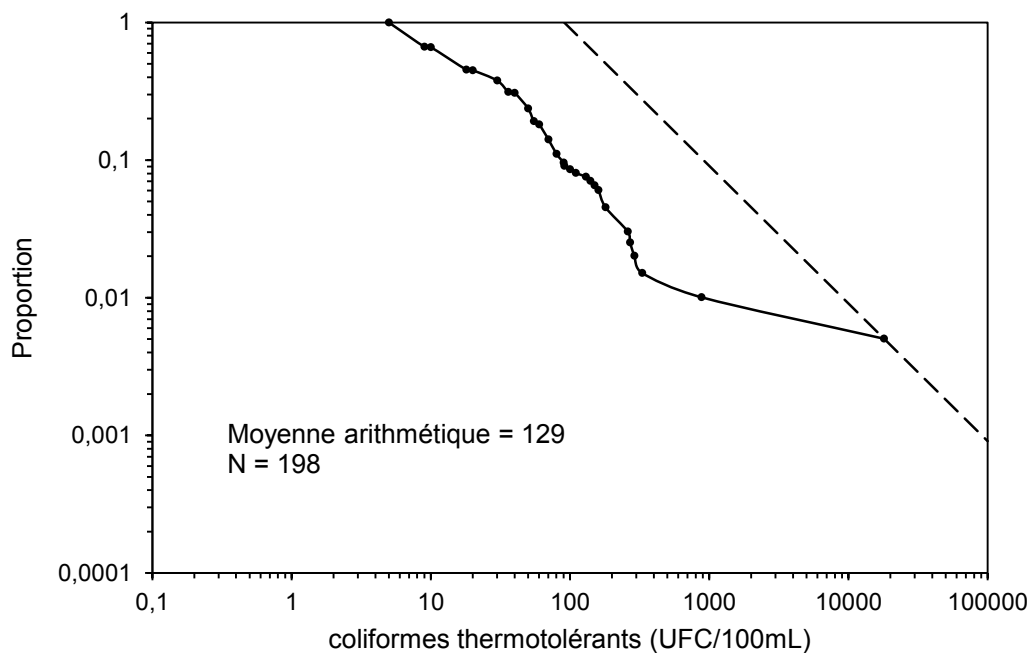


Figure 3-13 Distribution des concentrations de coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement de Pierrefonds 2005-2010 – Évènement spécial

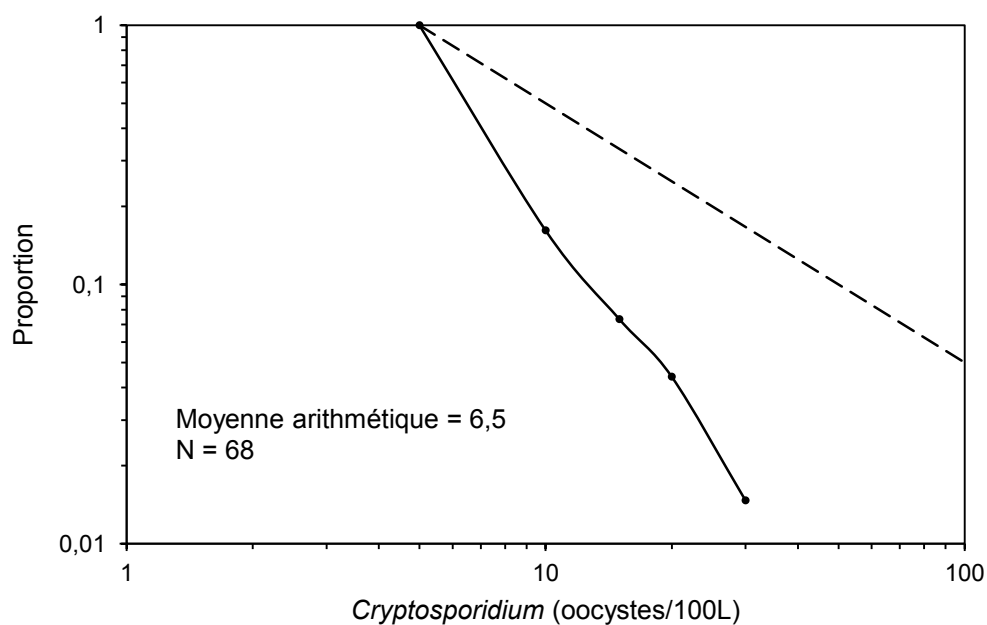


Figure 3-14 Distribution des concentrations de *Cryptosporidium* pour l'installation de traitement de Sainte-Rose 2004-2010

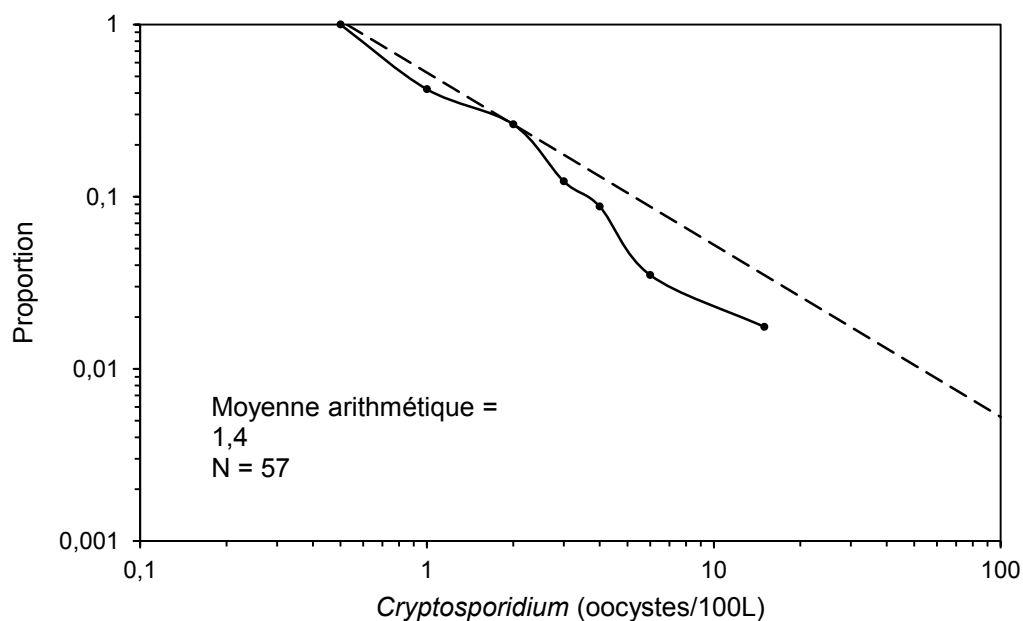


Figure 3-15 Distribution des concentrations de *Cryptosporidium* pour l'installation de traitement Charles-J. Des Baillets 2004-2010

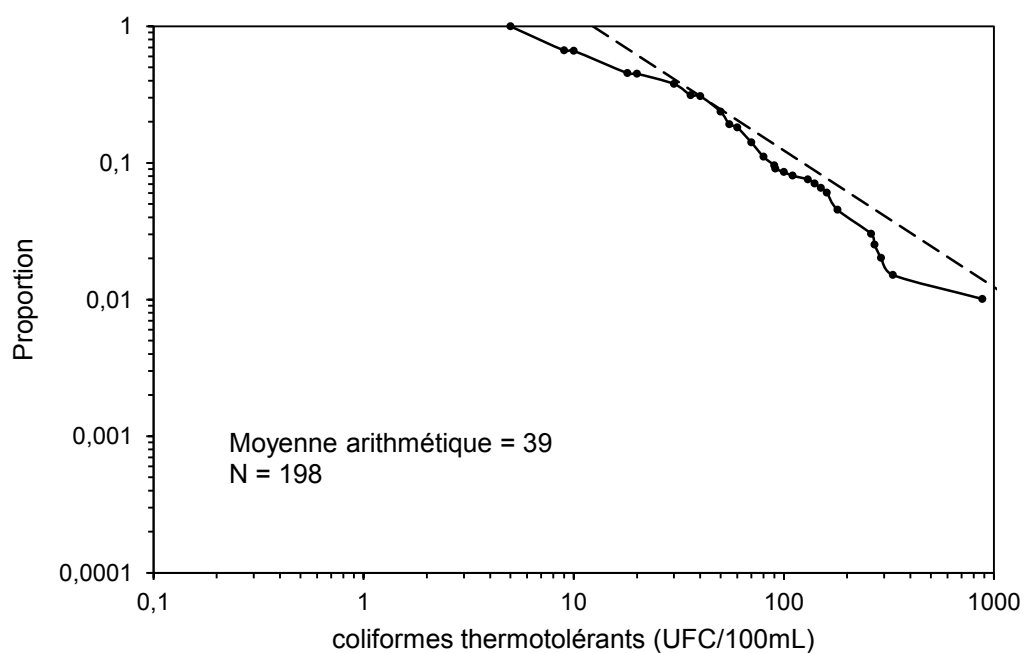


Figure 3-16 Distribution des concentrations de coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement de Pierrefonds 2005-2010 - Sans l'évènement spécial

Le tableau 3-7 présente une synthèse des conclusions obtenues suite à l'analyse des graphiques pour les différentes installations de traitement d'eau potable en ce qui concerne la fréquence d'échantillonnage et le calcul des moyennes.

Tableau 3-7 Synthèse des conclusions relatives à la fréquence d'échantillonnage et au calcul des moyennes

Installations de traitement	Microorganismes	Conclusions
Charles-J. Des Baillets	Coliformes thermotolérants	Situation normale où les concentrations faibles et élevées ne contribuent pas significativement à la moyenne. L'échantillonnage est adéquat.
	<i>Giardia</i>	
Atwater	Coliformes thermotolérants	
	<i>Giardia</i>	
	<i>Cryptosporidium</i>	
Pointe-Claire	Coliformes thermotolérants	
Dorval	Coliformes thermotolérants	
Lachine	Coliformes thermotolérants	
Chomedey	<i>E. coli</i>	
Pont-Viau	<i>E. coli</i>	
Sainte-Rose	<i>E. coli</i>	Situation où les données à la limite de détection dominent la moyenne. Pour déterminer la concentration dominante, des volumes d'échantillon plus grands seraient souhaitables.
Chomedey	<i>Giardia</i>	
	<i>Cryptosporidium</i>	
Pont-Viau	<i>Giardia</i>	
	<i>Cryptosporidium</i>	
Sainte-Rose	<i>Giardia</i>	
	<i>Cryptosporidium</i>	
Pierrefonds	Coliformes thermotolérants	Situation où un événement spécial de concentration très élevée domine la moyenne.
Charles-J. Des Baillets	<i>Cryptosporidium</i>	Situation où l'échantillonnage n'est pas suffisant pour bien déterminer la moyenne.
Pierrefonds	Coliformes thermotolérants sans l'évènement spécial	

3.5 Évaluation de la log-normalité des données de concentrations de microorganismes à l'eau brute des installations de traitement

Le modèle QMRA de Santé Canada suppose que la concentration des microorganismes à l'eau brute suit une distribution log-normale. Cette hypothèse a été testée graphiquement à l'aide de « normal probability plot ». Sur ce type de graphique, lorsque les points suivent la droite, cela signifie que les données sont normalement distribuées. Dans le cas où c'est le log des valeurs qui est utilisé pour réaliser les graphiques, comme c'est le cas ici, les données suivent alors une distribution log-normale. Il est à noter que les données égales ou inférieures à la limite de détection ont été exclues des graphiques à l'exception des données pour *Cryptosporidium* pour les installations de traitement de Laval car il n'y a pas assez de données supérieures à la limite de détection pour retirer celles qui sont égales ou inférieures à celle-ci. Les graphiques obtenus pour les installations Charles-J. Des Baillets et Atwater sont présentés ci-dessous et ceux pour les autres installations sont présentés à l'annexe 8. La figure 3-18 présente le graphique obtenu pour l'installation Charles-J. Des Baillets. Sur cette figure, les concentrations de coliformes thermotolérants, de *Giardia* et de *Cryptosporidium* suivent en général une distribution log-normale. Ce qui est également observé sur cette figure c'est que les données près de la limite de détection ne suivent plus une loi log-normale. Les mêmes observations sont faites pour les autres installations de traitement. Une particularité est par contre observée pour l'installation Atwater (Figure 3-19). En effet, au niveau des concentrations élevées de coliformes thermotolérants, une déviation de la loi log-normale est observée, laquelle pourrait être due à l'impact estival du canal de l'aqueduc sur la qualité de l'eau. Néanmoins, en général, une distribution log-normale peut être utilisée pour modéliser la distribution des concentrations des microorganismes à l'eau brute.

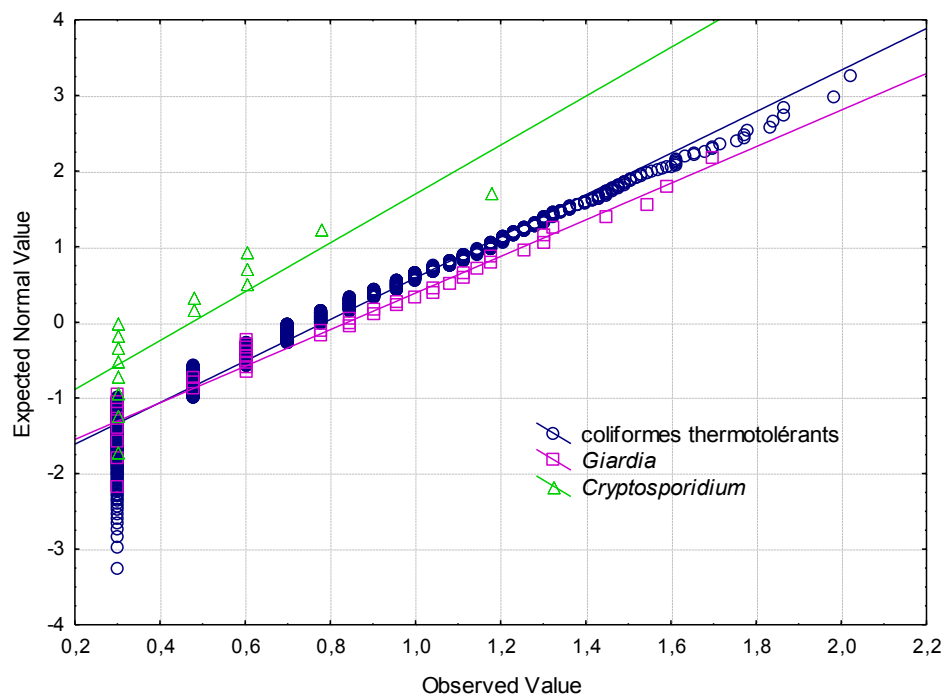


Figure 3-17 Installation Charles-J. Des Baillets - Évaluation de la log-normalité des données à l'eau brute

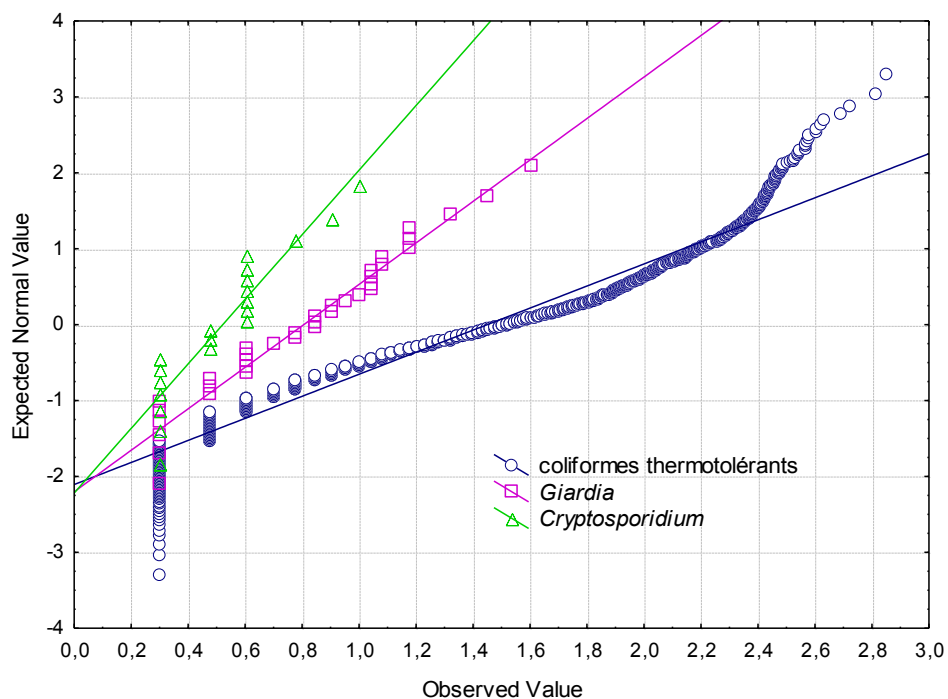


Figure 3-18 Installation Atwater - Évaluation de la log-normalité des données à l'eau brute

Le tableau 3-8 présente les moyennes et les écart-types pour les données en log des concentrations de microorganismes à l'eau brute des différentes installations de traitement d'eau potable. Pour les données de coliformes thermotolérants – *E. coli*, les écart-types pour les différentes installations de traitement sont tous à peu près pareils soient environ 0,5 log à l'exception d'Atwater (impact du canal de l'aqueduc). Donc, une eau plus polluée n'est pas plus variable. Cette conclusion s'applique aux eaux brutes étudiées dans le cadre de ce projet.

Tableau 3-8 Moyennes et écart-types des données en log des concentrations de microorganismes à l'eau brute des installations de traitement d'eau potable

Microorganismes	Installations de traitement	Moyennes	Écart-types
Coliformes thermotolérants <i>E. coli</i>	Charles-J. Des Baillets	0,58	0,50
	Atwater	1,28	0,80
	Pointe-Claire	1,30	0,52
	Dorval	1,39	0,41
	Lachine	1,20	0,47
	Pierrefonds	1,22	0,52
	Chomedey	1,43	0,42
	Pont-Viau	1,55	0,45
	Sainte-Rose	2,15	0,49
<i>Cryptosporidium</i>	Charles-J. Des Baillets	-0,05	0,36
	Atwater	0,04	0,39
	Chomedey	0,72	0,11
	Pont-Viau	0,73	0,14
	Sainte-Rose	0,77	0,17
<i>Giardia</i>	Charles-J. Des Baillets	0,61	0,57
	Atwater	0,41	0,60
	Chomedey	0,90	0,31
	Pont-Viau	0,93	0,36
	Sainte-Rose	1,23	0,52

3.6 Classification de l'eau brute et objectifs de traitement selon les approches de Santé Canada, du Québec et de l'USEPA

Dans cette section, les approches de Santé Canada, du Québec et de l'USEPA sont comparées au niveau du classement des eaux brutes et des objectifs de traitement.

3.6.1 Synthèse des approches de Santé Canada, du Québec et de l'USEPA pour le classement des eaux brutes et des objectifs de traitement

3.6.1.1 Approche de Santé Canada

Le tableau 3-9 rappelle les valeurs par défaut proposées par le modèle QMRA de Santé Canada.

Tableau 3-9 Valeurs par défaut utilisées par le modèle QMRA de Santé Canada

Types d'eau	<i>Cryptosporidium</i> (oocystes/100L)	<i>Giardia</i> (kystes/100L)	Virus (virus/100L)	<i>Campylobacter</i> (UFC/100L)	<i>E. coli</i> (UFC/100L)
Protégé	0,1	0,5	0,1	100	100
Légèrement impacté	1	5	1	1 000	10 000
Modérément impacté	10	50	10	10 000	100 000
Fortement impacté	100	500	100	100 000	1 000 000

Les objectifs de traitement selon Santé Canada pour *Giardia* et *Cryptosporidium* sont obtenus à partir de graphiques contenus dans le document « Enteric Protozoa: Giardia and Cryptosporidium » (Health Canada, 2011) qui sont présentés à l'annexe 9. Ces objectifs de traitement permettent d'atteindre un risque de 10^{-6} DALY/personne par année.

3.6.1.2 Approche du Québec

Le tableau 3-10 présente les objectifs de traitement selon l'approche du Québec (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2006). Selon l'approche du Québec, la concentration de coliformes thermotolérants (fécaux) à l'eau brute détermine les objectifs de traitement pour les protozoaires et les virus. Bien que dans le tableau 3-10 il soit indiqué que l'objectif de traitement est de 2 log d'abattement de *Cryptosporidium* peu importe la

concentration de coliformes thermotolérants à l'eau brute, un objectif de traitement de 3 log sera utilisé lorsque la concentration de coliformes thermotolérants est supérieure à 200 UFC/100mL, ce qui est souvent utilisé en pratique au Québec pour la conception de nouveaux ouvrages (Barbeau, 2011, communication personnelle). C'est d'ailleurs ce que va probablement officialiser le prochain règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP).

Tableau 3-10 Classification de l'eau brute et objectifs de traitement selon l'approche du Québec

Concentration de colif. thermo. (UFC/100mL)	Objectifs de réduction (log)		
	<i>Giardia</i>	<i>Cryptosporidium</i>	Virus
<20	3	2	4
20-200	4	2	5
200-2 000	5	2	6
2 000-20 000	6	2	7
>20 000	Considérer un changement de source d'eau brute		

3.6.1.3 Approche de l'USEPA

Le tableau 3-11 présente les objectifs de traitement selon l'approche de l'USEPA. Selon l'USEPA, la concentration de *Giardia* à l'eau brute détermine l'objectif de traitement pour *Giardia* (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1991) et la concentration de *Cryptosporidium* à l'eau brute détermine l'objectif de traitement pour *Cryptosporidium* (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2006).

Tableau 3-11 Classification de l'eau brute et objectifs de traitement selon l'approche de l'USEPA

<i>Giardia</i>		<i>Cryptosporidium</i>		
Concentration Eau brute (kystes/100L)	Objectifs de réduction (log)	Concentration Eau brute (oocystes/100L)	Classes Bin	Objectifs de réduction (log)
<1	3	<7,5	1	3
1-10	4	7,5-100	2	4
10-100	5	100-300	3	5
100-1000	6	>300	4	5,5

3.6.2 Classement des eaux brutes étudiées

Le tableau 3-12 présente une synthèse des données microbiologiques à l'eau brute des installations de traitement d'eau potable de la région de Montréal. Comme l'approche de Santé Canada utilise la concentration d'*E. coli* et que celle du Québec utilise la concentration de coliformes thermotolérants (remplacement des coliformes thermotolérants par *E. coli* à venir), les données de coliformes thermotolérants ont été transformées en *E. coli* et vice versa en utilisant les rapports *E. coli*/coliformes thermotolérants présentés au début de ce chapitre. Après vérification, que l'on travaille en *E. coli* ou en coliformes thermotolérants, le même classement est obtenu. Cela s'applique pour les deux approches (Santé Canada et Québec). Bien que pour ces 9 installations le même classement soit obtenu, cela ne signifie pas nécessairement que cela sera le cas pour toutes les situations.

Tableau 3-12 Synthèse des données microbiologiques à l'eau brute des installations de traitement d'eau potable de la région de Montréal

Installations de traitement	Colif. thermo. (UFC/100mL)	<i>E. coli</i> (UFC/100mL)	<i>Giardia</i> (kystes/100L)	<i>Cryptosporidium</i> (oocystes/100L)
Charles-J. Des Baillets	6,9	5,3	8,4	1,4
Atwater	64	59	5,7	1,7
Pointe-Claire	45	34	–	–
Dorval	41	31	–	–
Lachine	32	24	–	–
Pierrefonds	39	29	–	–
Chomedey	59	44	11	5,5
Pont-Viau	81	61	13	5,9
Sainte-Rose	280	238	33	6,5

Les données en gras ont été obtenues en appliquant les rapports *E. coli*/coliformes thermotolérants présentés au début de ce chapitre.

3.6.2.1 Approche de Santé Canada

Le tableau 3-13 présente les types d'eau obtenus pour les différentes installations de traitement d'eau potable en se basant sur le tableau 3-9. Si l'approche de Santé Canada permet de bien représenter les observations à l'eau brute, le type d'eau obtenu devrait être le même que l'on se base sur la concentration d'*E. coli* ou celle des protozoaires. Pour les installations de traitement Atwater, Chomedey et Pont-Viau, le type d'eau obtenu est le même que l'on se base sur la

concentration d'*E. coli* ou sur celle des protozoaires alors que ce n'est pas le cas pour les installations Charles-J. Des Baillets et Sainte-Rose. Pour Charles-J. Des Baillets, en se basant sur la concentration d'*E. coli*, il y aurait sous-estimation de la concentration des protozoaires alors que c'est la situation inverse pour Sainte-Rose. Selon les données du tableau 3-12, il semble cependant que la variabilité des *E. coli* soit supérieure à celle des parasites. Une différence de 1 log entre chaque type pour les protozoaires ne permet pas de distinguer les différentes installations. Un ajustement au modèle de Santé Canada serait donc souhaitable à cet égard.

Tableau 3-13 Types d'eaux brutes des installations de traitement d'eau potable selon le modèle QMRA de Santé Canada

Microorganismes	Installations de traitement	Types d'eau selon Santé Canada			
		Protégé	Légèrement impacté	Modérément impacté	Fortement impacté
<i>E. coli</i> (UFC/100L)	Charles-J. Des Baillets				
	Atwater				
	Pointe-Claire				
	Dorval				
	Lachine				
	Pierrefonds				
	Chomedey				
	Pont-Viau				
	Sainte-Rose				
<i>Cryptosporidium</i> (oocystes/100L)	Charles-J. Des Baillets				
	Atwater				
	Chomedey				
	Pont-Viau				
	Sainte-Rose				
<i>Giardia</i> (kystes/100L)	Charles-J. Des Baillets				
	Atwater				
	Chomedey				
	Pont-Viau				
	Sainte-Rose				

Dans le tableau 3-9, le rapport *Giardia* : *Cryptosporidium* est de 5 : 1. Le tableau 3-14 présente les rapports *Giardia/Cryptosporidium* pour les installations de traitement Charles-J. Des Baillets, Atwater, Chomedey, Pont-Viau et Sainte-Rose. Un rapport *Giardia*: *Cryptosporidium* de 5:1 est adéquat pour les installations Charles-J. Des Baillets et Sainte-Rose. On note cependant que le rapport *Giardia* : *Cryptosporidium* est plus faible pour les installations Atwater, Chomedey et Pont-Viau. Pour l'installation Atwater, une décantation préférentielle de *Giardia* dans le canal de l'aqueduc est une hypothèse pouvant expliquer le rapport plus faible. Pour les installations de Chomedey et de Pont-Viau, le rapport *Giardia* : *Cryptosporidium* pourrait être influencé par les rejets d'eau usée. Il faut toutefois mentionner qu'il y a plusieurs rejets d'eau usée en amont de la prise d'eau de l'installation de Sainte-Rose où le rapport *Giardia/Cryptosporidium* est de 5,1. Contrairement aux installations de Chomedey et de Pont-Viau qui ont leurs prises d'eau dans la rivière des Prairies, l'installation de Sainte-Rose a sa prise dans la rivière des Mille-Îles.

Tableau 3-14 Rapports *Giardia/Cryptosporidium* pour les eaux brutes des installations de traitement Charles-J. Des Baillets, Atwater, Chomedey, Pont-Viau et Sainte-Rose

Installations de traitement	<i>Giardia</i> (kystes/100L)	<i>Cryptosporidium</i> (oocystes/100L)	<i>Giardia/Cryptosporidium</i>
Charles-J. Des Baillets	8,4	1,4	6,0
Atwater	5,7	1,7	3,4
Chomedey	11	5,5	2,0
Pont-Viau	13	5,9	2,3
Sainte-Rose	33	6,5	5,1

La figure 3-19 présente la corrélation entre les concentrations de protozoaires obtenues en se basant sur la concentration d'*E. coli* du tableau de valeurs par défaut utilisé par le modèle QMRA de Santé Canada et les concentrations réelles de protozoaires mesurées à l'eau brute des installations de traitement d'eau potable Charles-J. Des Baillets, Atwater, Chomedey, Pont-Viau et Sainte-Rose. Sur cette figure, on note qu'une augmentation de la concentration des protozoaires à l'eau brute s'accompagne d'une hausse de la concentration de protozoaires selon Santé Canada. Ainsi, il semble que la concentration d'*E. coli* puisse être utilisée afin d'estimer le niveau de contamination en protozoaires d'une eau brute pour les installations de traitement étudiées dans le cadre cette étude. On remarque que les concentrations de parasites prédites à l'aide d'*E. coli* selon la relation de Santé Canada sont globalement conservatrices par rapport aux

données mesurées, sauf pour 2 conditions soient *Cryptosporidium* et *Giardia* à Charles-J. Des Baillets. Il est par contre important d'émettre deux bémols à cette conclusion. Premièrement, les écart-types des données à l'eau brute sont grands. La probabilité de mauvaise classification est donc probablement significative si un échantillonnage suffisamment long n'est pas effectué. Par exemple, nous avons vu précédemment qu'un échantillonnage qui se limiterait aux conditions estivales sous-estimerait la moyenne annuelle d'*E. coli* pour les installations étudiées. Ainsi, l'idéal est d'avoir des mesures de protozoaires effectuées pour chaque installation de traitement car *E. coli* est un bon indicateur de la probabilité de présence des protozoaires mais pas un bon indicateur de leur concentration.

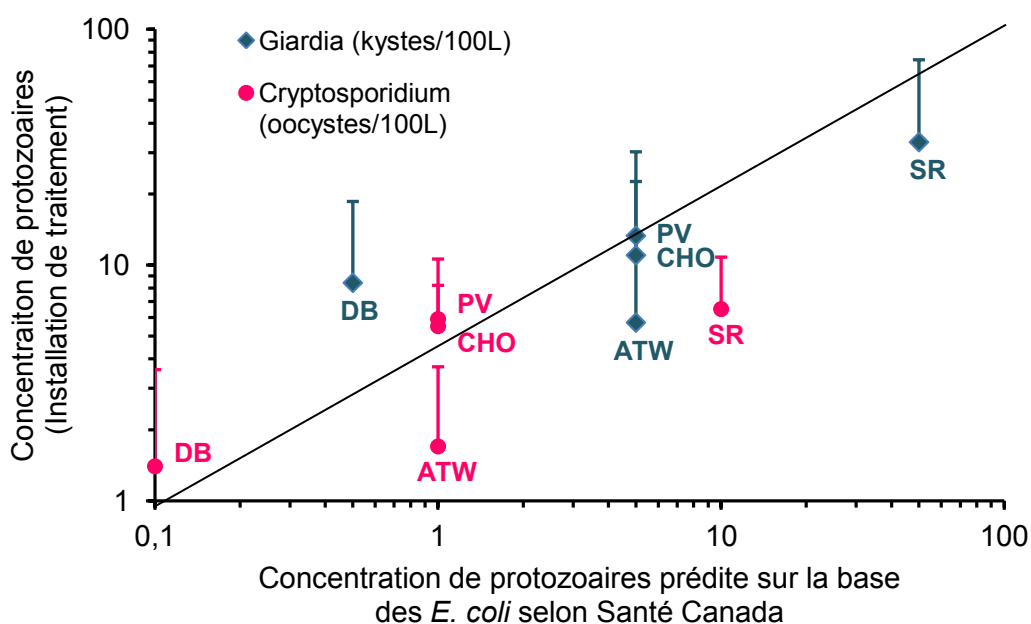


Figure 3-19 Concentration de protozoaires à l'eau brute en fonction de la concentration de protozoaires obtenue en se basant sur le tableau de valeurs par défaut de Santé Canada

3.6.2.2 Approches du Québec et de l'USEPA

Le tableau 3-15 présente le groupe dans lequel se situent les différentes installations de traitement selon le guide de conception du Québec. Si l'on compare le tableau 3-15 au tableau 3-13 (classement de Santé Canada selon la concentration d'*E. coli*), un profil identique est observé. Il y a donc une cohérence entre le classement de Santé Canada et le classement du Guide de conception du MDDEP.

Tableau 3-15 Classement des eaux brutes selon le Guide de conception du MDDEP

Installations de traitement	Concentration de coliformes thermotolérants (UFC/100mL)			
	<20	20-200	200-2000	2000-20000
Charles-J. Des Baillets				
Atwater				
Pointe-Claire				
Dorval				
Lachine				
Pierrefonds				
Chomedey				
Pont-Viau				
Sainte-Rose				

Le tableau 3-16 présente le classement des eaux brutes selon l'USEPA en se basant sur la concentration de *Cryptosporidium*. La classe des eaux brutes pour les installations de traitement où il y a des mesures de *Cryptosporidium* est 'Bin 1' pour toutes les installations étudiées (incluant l'installation de traitement de Ste-Rose). Comme c'est le cas pour la classification selon Santé Canada, la même classe est obtenue pour les 5 installations.

Tableau 3-16 Classement des eaux brutes selon l'USEPA en se basant sur la concentration de *Cryptosporidium*

Installations de traitement	Concentration de <i>Cryptosporidium</i> (oocystes/100L)			
	<7,5 Bin 1	7,5-100 Bin 2	100-300 Bin 3	>300 Bin 4
Charles-J. Des Baillets				
Atwater				
Chomedey				
Pont-Viau				
Sainte-Rose				

Le tableau 3-17 présente le classement des eaux brutes selon l'USEPA en se basant sur la concentration de *Giardia*. Contrairement à la classification selon Santé Canada où le même type d'eau est obtenu pour les 5 installations, la classification de l'USEPA permet de distinguer les installations Atwater et Charles-J. Des Baillets des installations de Laval.

Tableau 3-17 Classement des eaux brutes selon l'USEPA selon la concentration *Giardia*

Installations de traitement	Concentration de <i>Giardia</i> (kystes/100L)			
	<1	1-10	10-100	100-1000
Charles-J. Des Baillets				
Atwater				
Chomedey				
Pont-Viau				
Sainte-Rose				

3.6.3 Objectifs de traitement selon les approches de Santé Canada, du Québec et de l'USEPA

Le tableau 3-18 présente une synthèse des résultats obtenus pour les objectifs de traitement en se basant soit sur l'approche de Santé Canada, du Québec ou de l'USEPA, tels que présentées à la section 3.6.1. Tout d'abord, les approches du Québec et de l'USEPA seront comparées et ensuite, ces deux approches seront comparées à l'approche de Santé Canada.

Tableau 3-18 Synthèse des approches de Santé Canada, du Québec et de l'USEPA pour les objectifs de traitement¹

Microorganismes	Installations de traitement	Objectifs de traitement (log)		
		Santé Canada	Québec	USEPA
<i>Cryptosporidium</i>	Charles-J. Des Baillets	2,0	2	2
	Atwater	2,1	2	2
	Pointe-Claire	N.A.	2	N.A.
	Dorval	N.A.	2	N.A.
	Lachine	N.A.	2	N.A.
	Pierrefonds	N.A.	2	N.A.
	Chomedey	2,7	2	2
	Pont-Viau	2,7	2	2
	Sainte-Rose	2,7	3	2
<i>Giardia</i>	Charles-J. Des Baillets	2,4	3	4
	Atwater	2,3	4	4
	Pointe-Claire	N.A.	4	N.A.
	Dorval	N.A.	4	N.A.
	Lachine	N.A.	4	N.A.
	Pierrefonds	N.A.	4	N.A.
	Chomedey	2,6	4	5
	Pont-Viau	2,6	4	5
	Sainte-Rose	3,0	5	5

¹Les informations utilisées proviennent des tableaux 3-10 et 3-11 et des 2 tableaux présentés à l'annexe 9.

En premier lieu, comparons l'approche du Québec à celle de l'USEPA. En ce qui concerne *Cryptosporidium*, l'objectif de traitement USEPA et Québec est de 2 log pour chaque installation de traitement, à l'exception de l'usine de Sainte-Rose au Québec. En effet, dans ce cas, il est typiquement recommandé de prévoir un abattement de 3 log de *Cryptosporidium* s'il y a plus de 200 UFC/100mL de coliformes thermotolérants à l'eau brute. Or, l'usine de Ste-Rose présente une moyenne de 238 UFC/100mL, soit tout juste au-dessus du seuil de 200 UFC/100mL. Selon l'USEPA, un traitement de 3 log de *Cryptosporidium* doit être prévu à partir d'une concentration de 7,5 oocystes/100L. Or, la moyenne à Ste-Rose est de 6,5 oocystes/100L, ce qui est très près du seuil de l'USEPA. Les deux réglementations semblent donc cohérentes l'une avec l'autre. En ce qui concerne *Giardia*, il y a plus de différences que pour *Cryptosporidium*. Pour les installations de traitement Atwater et Sainte-Rose, les objectifs de traitement sont les mêmes pour le Québec et l'USEPA. Pour les installations de traitement Charles-J. Des Bailleurs, Chomedey et Pont-Viau, l'USEPA exige un log d'enlèvement supplémentaire. L'approche de l'USEPA basée sur les mesures réelles de kystes de *Giardia* semble donc plus exigeante que l'approche du Québec basée sur les coliformes thermotolérants.

En second lieu, comparons l'approche de Santé Canada aux approches du Québec et de l'USEPA. Des différences plus marquées sont observées entre les objectifs de traitement selon Santé Canada et ceux selon le Québec et l'USEPA. Ces différences sont plus importantes en raison du fait que Santé Canada vise un risque acceptable de 10^{-6} DALY/personne par année (pour une consommation de 1L d'eau potable) alors que les approches du Québec et de l'USEPA visent un risque acceptable de 10^{-4} infection/année. Le concept de DALY tient compte des différents symptômes possibles et de leur sévérité. En utilisant les différents paramètres (probabilité de maladie et fardeau sanitaire reliés à chaque microorganisme) retenus par Santé Canada, un risque de 10^{-6} DALY/personne par année pour *Cryptosporidium* correspond à un risque d'infection de $8,4 \times 10^{-4}$ alors qu'un risque de 10^{-6} DALY/personne par année pour *Giardia* correspond à un risque d'infection de $2,5 \times 10^{-3}$.

3.7 Évaluation de la corrélation entre coliformes thermotolérants - *E. coli* et les protozoaires

Avant d'évaluer la corrélation sur une base mensuelle entre coliformes thermotolérants - *E. coli* et protozoaires pour les installations de traitement Charles-J. Des Baillets, Atwater, Chomedey, Pont-Viau et Sainte-Rose, des graphiques généraux ont été réalisés en utilisant les moyennes arithmétiques de toutes les données en incluant les données égales et inférieures à la limite de détection. Sur la figure 3-21, on observe qu'en général la concentration de *Giardia* augmente avec une augmentation de la concentration de coliformes thermotolérants - *E. coli*. Sur la figure 3-22, une concentration de *Cryptosporidium* plus élevée est observée lorsque la concentration de coliformes thermotolérants - *E. coli* est plus élevée. Toutefois, les écart-types sont importants et il serait donc hasardeux de faire des prédictions sur la base de cette relation.

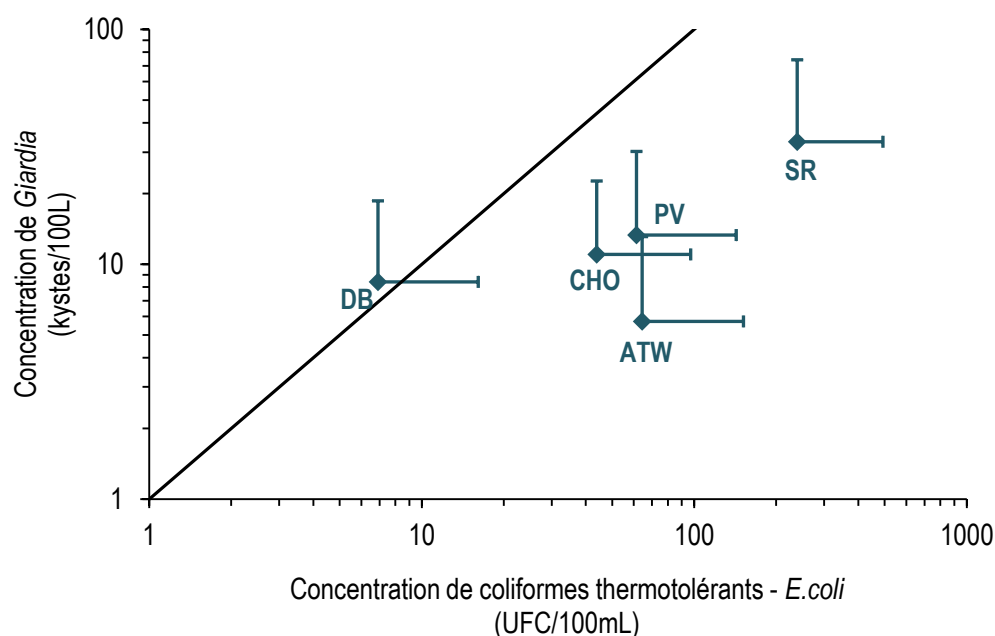


Figure 3-20 Concentration de *Giardia* en fonction de la concentration de coliformes thermotolérants - *E. coli* pour les installations de traitement d'eau potable Charles-J. Des Baillets (DB), Atwater (ATW), Chomedey (CHO), Pont-Viau (PV) et Sainte-Rose (SR)

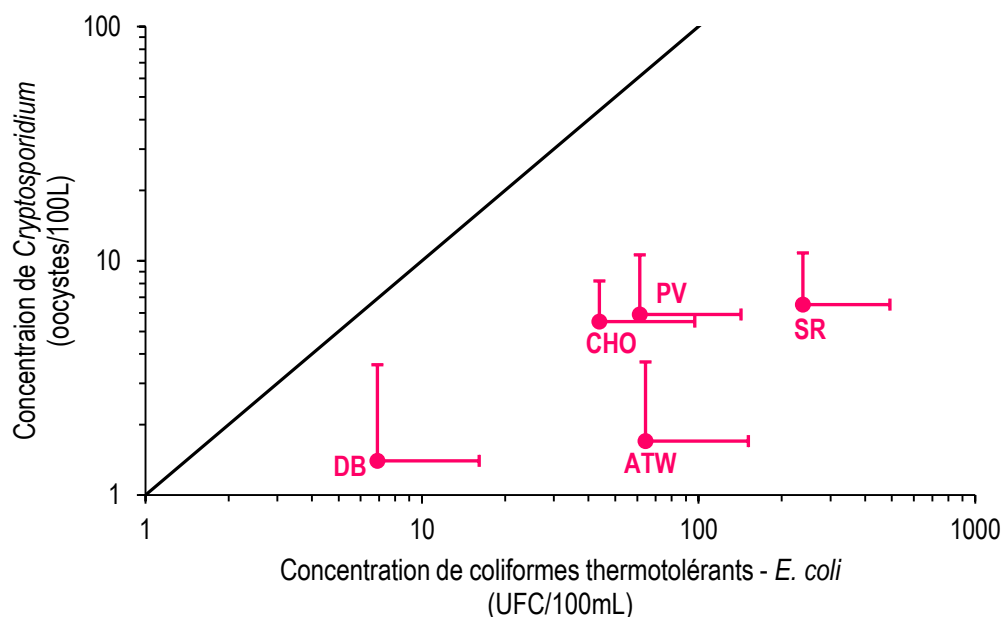


Figure 3-21 Concentration de *Cryptosporidium* en fonction de la concentration de coliformes thermotolerants - *E. coli* pour les installations de traitement d'eau potable Charles-J. Des Baillets (DB), Atwater (ATW), Chomedey (CHO), Pont-Viau (PV) et Sainte-Rose (SR)

L'évaluation de la corrélation entre la concentration de coliformes thermotolerants - *E. coli* et la concentration de protozoaires sur une base mensuelle est plus difficile avec des données nulles ou sous la limite de détection. Afin de contrer ce problème, le logiciel ProUCL (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2010a, 2010b) a été utilisé. Ce logiciel remplace les données nulles et sous la limite par des valeurs permettant de suivre une distribution statistique donnée selon une technique nommée « Regression order on Statistics » (ROS). Comme il a été mentionné à la section 3-5, le modèle QMRA de Santé Canada suppose que la concentration des microorganismes à l'eau brute suit une distribution log-normale. Ainsi, les données nulles et sous la limite de détection ont été remplacées par des valeurs permettant d'obtenir une distribution log-normale. À partir de cette nouvelle base de données, il a été possible d'évaluer la corrélation entre coliformes thermotolerants - *E. coli* et les protozoaires par régression linéaire. Les graphiques obtenus sont présentés à l'annexe 10. Les valeurs de coefficients de corrélation (r^2) et de seuil de signification (p-value) des régressions linéaires sont présentées au tableau 3-19. Ainsi, on remarque que les seuils de signification sont tous

hautement significatifs ($p < 0,01$), sauf dans le cas de *Cryptosporidium* à Atwater fort probablement en raison du canal de l'aqueduc. Par ailleurs, bien que l'association statistique soit significative, son pouvoir de prédiction est faible à modéré pour *Giardia* (r^2 variant de 0,13 à 0,40) et faible pour *Cryptosporidium* (r^2 variant de 0,087 à 0,18), voir non significatif à l'installation Atwater.

Tableau 3-19 Évaluation de la corrélation entre coliformes thermotolérants – *E. coli* et les protozoaires – Valeurs de r^2 et de p des régressions linéaires

Protozoaires	Installations de traitement	N	r^2	p -value
<i>Giardia</i>	Charles-J. Des Baillets	57	0,40	0,00000
	Atwater	57	0,16	0,0021
	Laval	108	0,13	0,0001
	Charles-J. Des Baillets, Atwater et Laval	222	0,14	0,00000
<i>Cryptosporidium</i>	Charles-J. Des Baillets	57	0,18	0,0009
	Atwater	57	0,0026	0,7068
	Laval	108	0,087	0,0020
	Charles-J. Des Baillets, Atwater et Laval	222	0,067	0,00009

3.8 Conclusions

Suite à l'analyse des données microbiologiques à l'eau brute des installations de traitement d'eau potable de la région de Montréal, les conclusions relatives aux objectifs de ce chapitre sont les suivantes :

Qualité microbiologique des eaux brutes

- Pour une installation de traitement d'eau potable, l'étendue des données pour la concentration de coliformes thermotolérants - *E. coli* varie sur 2 à 3 ordres de grandeur et ce, indépendamment du niveau de contamination moyen des eaux.
- La contamination par coliformes thermotolérants - *E. coli* est plus faible durant la période estivale à l'exception de l'installation de traitement d'eau potable Atwater. L'augmentation de la concentration de coliformes thermotolérants à l'eau brute pour Atwater en été pourrait être le résultat d'une contamination du canal de l'aqueduc par les oiseaux.

- Il y a une différence de 1 à 2 log au niveau de la concentration moyenne de coliformes thermotolérants - *E. coli* entre les différentes installations de traitement d'eau potable. La plus faible concentration est retrouvée à Charles-J. Des Baillets ($6,9 \pm 9,2$ UFC/100mL) et la concentration la plus élevée à Sainte-Rose (238 ± 254 UFC/100mL).
- Un graphique présentant la moyenne mobile mensuelle de la concentration de coliformes thermotolérants pour Atwater montre une diminution d'année en année depuis 2004. Pour les autres installations, il n'y a pas de tendances interannuelles qui sont observées.

Fréquence d'échantillonnage

En général, l'échantillonnage est suffisant pour bien déterminer la moyenne sauf pour *Cryptosporidium* à l'installation Charles-J. Des Baillets, les coliformes thermotolérants à l'installation de Pierrefonds et les protozoaires aux installations de Laval.

Log-normalité des données microbiologiques à l'eau brute

En général, les données des concentrations des microorganismes à l'eau brute au-dessus de la limite de détection suivent une distribution log-normale à l'exception des données de concentrations élevées de coliformes thermotolérants pour Atwater.

Classification des eaux brutes selon Santé Canada

Selon la classification de Santé Canada, en se basant sur la concentration d'*E. coli*, il y a 3 types d'eau dans la région de Montréal. Pour l'installation Charles-J. Des Baillets, le type d'eau est protégé, pour l'installation de Sainte-Rose, le type d'eau est modérément impacté et pour les autres installations, le type d'eau légèrement impacté. En se basant sur la concentration des protozoaires, le même type d'eau (légèrement impacté) est obtenu pour toutes les installations où il y a des mesures de protozoaires. Une différence de 1 log entre chaque type d'eau pour les protozoaires ne permet pas de distinguer les installations. Un ajustement du modèle serait donc souhaitable à cet égard.

Comparaison des approches de Santé Canada, du Québec et de l'USEPA pour le classement des eaux de surface et des objectifs de traitement

■ Classification des eaux brutes

Il y a cohérence entre les approches de Santé Canada et du Québec pour la classification des eaux brutes sur la base d'*E. coli* ou des coliformes thermotolérants respectivement. Tout comme pour l'approche de Santé Canada, en se basant sur la concentration de *Cryptosporidium*, le même type d'eau pour chaque installation. En se basant sur la concentration de *Giardia*, l'approche de l'USEPA permet de distinguer les installations Atwater et Charles-J. Des Bailleurs des installations de Laval.

■ Objectifs de traitement

Les réglementations du Québec et de l'USEPA sont cohérentes l'une avec l'autre en ce qui concerne les objectifs pour *Cryptosporidium*. Par contre, l'approche de l'USEPA basée sur les mesures réelles de kystes de *Giardia* semble plus exigeante que l'approche du Québec basée sur les coliformes thermotolérants. Les différences observées entre l'approche de Santé Canada et les approches du Québec et de l'USEPA sont plus importantes en raison du fait que Santé Canada vise un risque acceptable de 10^{-6} DALY/personne par année (pour une consommation de 1L d'eau potable) alors que les approches du Québec et de l'USEPA visent un risque acceptable de 10^{-4} infection/année.

Corrélation entre les indicateurs et les protozoaires

Une analyse avec un grand nombre de données montre qu'en général la concentration de protozoaires est élevée lorsque celle des coliformes thermotolérants - *E. coli* est élevée. Par contre, une analyse effectuée sur une base mensuelle montre que le pouvoir de prédiction des concentrations de protozoaires à partir de la concentration de coliformes thermotolérants - *E. coli* est faible.

CHAPITRE 4 ÉVALUATION DE LA PERFORMANCE DES PROCÉDÉS DE TRAITEMENT DES INSTALLATIONS DE TRAITEMENT D'EAU POTABLE

Ce chapitre traite du calcul de la performance des procédés de traitement avec comme objectif spécifique les réductions décimales des microorganismes pathogènes. Les étapes nécessaires à cette démarche sont les suivantes :

- Description des filières de traitement
- Calcul de la performance du traitement physique
- Évaluation des procédés de désinfection des installations de traitement d'eau potable selon la méthode du CT_{moyen} ou la méthode IDDF
- Comparaison des deux méthodes de calcul de la performance de la désinfection

4.1 Description des filières de traitement

Le tableau 4-1 présente une synthèse des filières de traitement pour les 9 installations de traitement d'eau potable de la région de Montréal.

Tableau 4-1 Filières de traitement des 9 installations de traitement d'eau potable étudiées

Installations	Filières de traitement
Charles-J. Des Baillets	Dégrillage – Filtration directe sans coagulation – Ozonation – Chloration
Atwater	Dégrillage – Filtration directe sans coagulation – Chloration
Pointe-Claire	Dégrillage – Coagulation et floculation – Décantation – Filtration – Chloration
Dorval	Dégrillage – Coagulation et floculation – Décantation – Filtration – Chloration
Lachine	Dégrillage – Ozonation (traitement des goûts et odeurs) – Coagulation et floculation – Décantation – Filtration – Chloration
Pierrefonds	Dégrillage – Coagulation et floculation – Décantation – Filtration – Ozonation – Chloration
Chomedey	Dégrillage – Coagulation et floculation – Décantation – Filtration – Ozonation – Chloration
Pont-Viau	Dégrillage – Coagulation et floculation – Décantation – Filtration sur sable et anthracite – Ozonation – Chloration
Sainte-Rose	Dégrillage – Coagulation et floculation – Décantation – Filtration sur sable et anthracite – Ozonation – Filtration sur charbon actif biologique – Chloration

4.2 Traitement physique – Calcul des enlèvements

Les valeurs utilisées pour évaluer la performance sont exprimées en termes de log d'enlèvement et sont celles proposées par le modèle QMRA de Santé Canada qui ont été présentées aux tableaux 1-5 et 1-6. Le tableau 4-2 présente les valeurs pour le log d'enlèvement utilisées pour chacune des installations.

Tableau 4-2 Log d'enlèvement pour les installations de traitement d'eau potable

Installations de traitement	Log d'enlèvement				
	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	Rotavirus	<i>Campylobacter</i>	<i>E. coli</i>
Atwater	1,11	1,23	0,77	0,55	0,55
Charles-J. Des Baillets	1,11	1,23	0,77	0,55	0,55
Pointe-Claire	4,27	3,53	2,87	2,42	2,42
Dorval	4,27	3,53	2,87	2,42	2,42
Lachine	4,27	3,53	2,87	2,42	2,42
Pierrefonds	4,27	3,53	2,87	2,42	2,42
Chomedey	4,27	3,53	2,87	2,42	2,42
Pont-Viau	4,27	3,53	2,87	2,42	2,42
Sainte-Rose	4,27	3,53	2,87	2,42	2,42

Il est à noter que dans le tableau 4-2, la filtration sur charbon actif biologique présente à l'installation de traitement de Sainte-Rose n'a pas été considérée. En général, une filtration sur charbon actif biologique permet un enlèvement supplémentaire de 1 log pour *Cryptosporidium*. Enfin, on notera qu'il existe deux groupes d'installations soit celles avec ou sans traitement de coagulation-floculation-décantation. Les installations avec coagulation-floculation-décantation ont des performances anticipées qui sont beaucoup plus élevées.

4.3 Désinfection - Calcul de l'inactivation

Deux méthodes pour le calcul du log d'inactivation ont été utilisées. La première est celle du modèle QMRA de Santé Canada basée sur le calcul du CT avec l'utilisation du T_{moyen} . Afin de calculer le log d'inactivation en tenant compte de l'efficacité hydraulique, un fichier IDDF (Integrated disinfection design framework) a été mis au point dans Excel. Le principe général de la méthode IDDF a été présenté à la section 1.3.2.2. Dans le cadre de ce projet, le modèle hydraulique retenu pour décrire l'écoulement est celui des réacteurs en continu parfaitement

mélangés (CSTR) en série. Ce modèle s'applique pour des facteurs d'efficacité hydraulique (T_{10}/T) de 0,3 à 0,7 (Carlson et al., 2001). Or, les bassins utilisés pour la désinfection ont presque toujours des efficacités hydrauliques comprises dans cette plage. Selon l'équation 4-1 (Carlson, et al., 2001), un nombre N de CSTR est calculé selon le T_{10}/T .

$$N = 0,5009 \times e^{\left(4,814 \times \frac{T_{10}}{T}\right)} \quad \text{Équation 4-1}$$

Une fois la valeur de N calculée, une courbe de distribution du temps de séjour $E(\theta)$ est réalisée à partir de l'équation 4-3 (Carlson, et al., 2001). Ce graphique permet le calcul du temps de séjour.

$$E(\theta) = N \times \frac{(N\theta)^{N-1}}{(N-1)!} \times e^{-N\theta} \quad \text{Équation 4-2}$$

avec $\theta = t_i/T$ où T est le temps de séjour théorique

Pour la concentration de désinfectant, l'utilisation de la concentration résiduelle a été retenue. Cette approche est généralement conservatrice puisque la concentration résiduelle est typiquement la plus basse dans le bassin. Ces 2 graphiques (temps de séjour et concentration de désinfectant) sont modélisés pour une durée correspondant à 3 fois le temps de séjour théorique et sont fractionnés en 1000 tranches dont le pas de temps correspond au temps de séjour $\times 3/1000$. Le log d'inactivation est calculé pour chaque tranche. L'inactivation totale est obtenue par l'équation 4-3.

$$I_{\text{totale}} = -\log(10^{-I_1} + 10^{-I_2} + \dots + 10^{-I_n}) \quad \text{Équation 4-3}$$

où I_n correspond à l'inactivation en log de la $n^{\text{ième}}$ tranche

Le calcul de la performance maximale avec la méthode IDDF a été limité aux mêmes valeurs que celles utilisées par le modèle QMRA de Santé Canada présentées au tableau 1-13.

4.3.1 Procédés de désinfection des installations de traitement d'eau potable de la région de Montréal

Dans cette section, une description des procédés de désinfection sera présentée pour chacune des installations de traitement d'eau potable de la région de Montréal. Les paramètres nécessaires pour le calcul du log d'inactivation sont : le temps de séjour, la concentration résiduelle de désinfectant, la température, le pH et le facteur d'efficacité hydraulique. Ces informations nous ont été fournies par les installations de traitement d'eau potable pour l'année 2009. Les données

mensuelles de traitement (désinfection) pour les 9 installations de traitement d'eau potable sont présentées à l'annexe 11.

4.3.1.1 Installation de traitement d'eau potable Atwater

Pour l'installation Atwater, la désinfection est réalisée avec le chlore. L'efficacité hydraulique est de 0,2 puisque la chloration est réalisée dans un simple bassin sans chicanes. Pour Atwater, un fichier synthèse des données sur une base mensuelle pour l'année 2000 (M. Robert Millette) était disponible et c'est ce fichier qui a été utilisé en faisant l'hypothèse que le traitement est semblable d'année en année.

4.3.1.2 Installation de traitement d'eau potable Charles-J. Des Baillets

Pour l'installation Charles-J. Des Baillets, la désinfection est réalisée avec l'ozone et le chlore. Les données pour la désinfection ont été fournies par M. Stéphane Schiltz. La description des procédés de chloration et d'ozonation est tirée du document intitulé « Hypothèses de base et démarche pour le calcul des crédits d'inactivation des virus et parasites pour les usines Atwater et Charles-J. Des Baillets » réalisé par Schoeb & Millette (2009). La chloration a lieu dans les 2 canaux d'amenée d'eau (côté Est et côté Ouest) aux pompes haute pression. Les canaux d'amenée d'eau aux pompes haute-pression peuvent être considérés comme un réservoir avec chicanes dont l'efficacité hydraulique globale pour chacun des canaux d'amenée d'eau est d'environ 0,4. Il y a six pompes haute-pression. Les pompes 2, 3 et 4 prennent leur succion au côté Ouest alors que les pompes 7, 8 et 9 prennent leur succion du côté Est. Ces 6 pompes ne fonctionnent pas toutes en même temps. C'est seulement le débit d'eau global à la chloration (pompage haute-pression) qui est mesuré. Le débit de l'eau dans chaque circuit est déterminé à sachant quelles pompes étaient en action. Les volumes des circuits Est et Ouest sont différents et donc les temps de séjour sont différents. Présentement, il y a seulement une valeur de chlore résiduel pour les 2 bassins de succion.

L'ozonation est réalisée dans 6 bassins identiques qui sont alimentés en parallèle. Chaque bassin comporte 3 compartiments. L'ozone est injecté dans le premier compartiment via des diffuseurs poreux et la mesure de l'ozone résiduel est faite à la sortie du second compartiment. Dans le calcul de l'inactivation, le temps de contact dans le troisième compartiment n'est pas considéré.

Pour les cuves d'ozonation, l'efficacité hydraulique est calculée à l'aide de l'équation 4-4 qui provient du mémoire de maîtrise de Géraldine El Baz (2002).

$$T_{10}/T = -0,146 Q^2 + 0,7329 Q - 0,1219 \quad \text{Équation 4-4}$$

où Q est le débit d'eau à ozoner (m^3/s)

L'inactivation est calculée pour chacune des 6 cuves. L'équation 4-5 permet de calculer l'inactivation totale qui correspond à la moyenne de l'inactivation de chacune des 6 cuves.

$$I_{\text{totale}} = \log \left(\frac{6}{10^{-I_1} + 10^{-I_2} + 10^{-I_3} + 10^{-I_4} + 10^{-I_5} + 10^{-I_6}} \right) \quad \text{Équation 4-5}$$

4.3.1.3 Installation de traitement d'eau potable de Pointe-Claire

Pour l'installation de Pointe-Claire, la désinfection est réalisée avec le chlore. Les données pour la désinfection ont été fournies par Mme Marijo Pilon. La valeur pour l'efficacité hydraulique qui est utilisée est 0,3. C'est une valeur théorique conservatrice. Des essais de traçage ont débuté en 2010 et devraient être finalisés à l'été 2011. L'eau filtrée arrive dans la réserve où il y a l'ajout de fluor, de chlore et de chaux dans 3 bassins consécutifs. Ensuite, l'eau circule dans la partie commune de la réserve et puis le flux est divisé en deux car il y a deux puits de pompage qui alimentent deux réseaux distincts. Les temps de séjour des deux sorties (42" et 36") sont différents. Le chlore résiduel à la sortie 42" est utilisé pour le calcul de l'inactivation à la sortie 36". En général, le chlore résiduel est semblable pour les deux sorties bien qu'il peut parfois y avoir quelques différences.

4.3.1.4 Installation de traitement d'eau potable de Dorval

Pour l'installation de Dorval, la désinfection est réalisée avec le chlore. Les données pour la désinfection ont été fournies par M. Simon Martel. La valeur utilisée pour l'efficacité hydraulique est 0,6. La chloration est réalisée dans deux sections de dimensions différentes. Les deux sections sont séparées bien qu'il peut y avoir un léger transfert puisqu'il y a une valve ouverte au milieu des ces deux sections. Il y a des mesures de chlore résiduel pour chacune des 2 sections.

4.3.1.5 Installation de traitement d'eau potable de Lachine

Pour l'installation de Lachine, la désinfection est réalisée avec le chlore. Les données pour la désinfection ont été fournies par M. Jean-Luc Galand. Comme mentionné au tableau 4-1, une pré-ozonation est effectuée pour le traitement des goûts et odeurs, mais comme il n'y a pas d'analyseur, l'inactivation par l'ozone n'est pas considérée. La chloration est effectuée dans plusieurs réserves en série. Bien que le chemin de l'eau puisse varier, la situation la plus probable est la suivante :

R1 – CR1 – R2 – R3 – CR2 – CR3 – CR4 – R4 – R5 – CR5	– CR6 – R6 – R7
Bas pH	Haut pH

R1 à R7 et CR1 à CR6 correspondent aux noms des différentes réserves. Pour la section à bas pH, l'efficacité hydraulique est de 0,6. Les pompes 1, 2, 3 et 4 sont alimentées par R7, ce qui fait en sorte que l'efficacité hydraulique de cette réserve est de 0. La pompe 5 est alimentée par R6. Ainsi, l'utilisation de la pompe 5 influence l'efficacité hydraulique de la réserve R6. Lorsque la pompe 5 est en arrêt, l'efficacité hydraulique est de 0,345. Lorsque la pompe 5 est en marche, l'efficacité hydraulique est de 0,195. Les situations extrêmes ont été étudiées : la pompe 5 est en arrêt complet ou la pompe 5 fonctionne constamment. Il y a des mesures de chlore résiduel pour la section à bas pH et la section à haut pH.

4.3.1.6 Installation de traitement d'eau potable de Pierrefonds

Pour l'installation de Pierrefonds, la désinfection est réalisée avec l'ozone et le chlore. Les données pour la désinfection ont été fournies par M. Stéphane Dumas. La chloration est effectuée dans 3 bassins en série dont l'efficacité hydraulique moyenne est de 0,55. L'ozonation est réalisée dans 5 cuves en série. Contrairement aux autres installations de traitement qui utilisent l'ozone et où il y a seulement une mesure d'ozone résiduel à la sortie, il y a trois mesures d'ozone résiduel qui sont effectuées à Pierrefonds. La première mesure (ozone 1) est faite à la sortie de la cuve 2, la seconde mesure (ozone 2) est faite à la sortie de la cuve 4 et la troisième mesure (ozone 3) est faite à la sortie de la cuve 5. La valeur utilisée pour l'efficacité hydraulique est de 0,4. Le fait d'avoir au moins 2 points de mesures permet de tenir compte de la décroissance de l'ozone lors du calcul du log d'inactivation avec la méthode IDDF. L'équation 4-6 décrit la décroissance du désinfectant en fonction du temps.

$$\frac{C}{C_0} = e^{-kt} \quad \text{Équation 4-6}$$

C est la concentration de désinfectant après un temps t, C_0 est la concentration initiale de désinfectant et k est la constante de décroissance du désinfectant. En ayant 2 points de mesure, C_0 et k peuvent être calculés.

Deux scénarios ont été étudiés pour l'installation de Pierrefonds: ozone résiduel à la fin de traitement ou décroissance de l'ozone :

- Scénario de l'ozone résiduel à la fin du traitement

Comme il arrive que la valeur pour l'ozone 3 soit de 0 alors que celles pour l'ozone 1 et 2 sont supérieures à 0, la valeur pour l'ozone 2 a été utilisée comme ozone résiduel. Le temps de séjour dans la cuve 5 n'est pas considéré. Le temps de séjour utilisé pour le calcul IDDF est $(V_1/2 + V_2 + V_3 + V_4)/Q$.

- Scénario de la décroissance de l'ozone

Il faut 2 points pour le calcul de C_0 et de k. Le premier point est (temps de séjour dans cuve 2;ozone 1). Pour le premier point, le temps de séjour dans la cuve 1 n'est pas considéré. Le second point est (temps de séjour dans cuves 2, 3 et 4;ozone 2). Lors du calcul IDDF, il faut entrer la concentration initiale de désinfectant, C_0 , le temps de séjour, $(V_2 + V_3 + V_4 + V_5)/Q$, et la constante k.

Cette comparaison permettra d'évaluer l'avantage que procure la prise de plusieurs mesures d'ozone sur l'inactivation calculée.

4.3.1.7 Installations de traitement d'eau potable de Laval

Pour les installations de Laval (Chomedey, Pont-Viau et Sainte-Rose), la désinfection est réalisée avec le chlore et l'ozone. Les données de traitement pour ces trois installations ont été fournies par M. Daniel Duchesne. M. Duchesne a également fourni des fichiers Excel contenant les équations nécessaires pour le calcul des temps de séjour pour la chloration et l'ozonation. Comme il n'y a pas eu d'essais de traçage, la valeur d'efficacité hydraulique utilisée est celle suggérée dans la littérature soit 0,6 pour la chloration et l'ozonation. La chloration est faite en 2 parties, avant chaux et après chaux. Le chlore résiduel après chaux est utilisé aussi pour le calcul de l'inactivation avant chaux. Il y a une particularité en ce qui concerne l'ozonation à Pont-Viau.

En effet, contrairement à Chomedey et Sainte-Rose, il y a 2 installations d’ozonation en parallèle. En 2010, l’usine 1 a cependant été fermée et démolie.

4.3.1.8 Synthèse des facteurs d’efficacité hydraulique pour les installations de traitement d’eau potable de la région de Montréal

Les tableaux 4-3 et 4-4 présentent une synthèse des facteurs d’efficacité hydraulique utilisés pour le calcul du log d’inactivation par la méthode IDDF pour les différentes installations de traitement d’eau potable.

Tableau 4-3 Facteurs d'efficacité hydraulique pour les procédés de chloration

Installations de traitement	T_{10}/T
Atwater	0,2
Charles-J. Des Bailleurs	0,4
Pointe-Claire	0,3
Dorval	0,6
Lachine	Bas pH 0,6 Haut pH 0,345 ou 0,195
Pierrefonds	0,55
Chomedey	0,6
Pont-Viau	0,6
Sainte-Rose	0,6

Tableau 4-4 Facteur d'efficacité hydraulique pour les procédés d'ozonation

Installations de traitement	T_{10}/T
Atwater	—
Charles-J. Des Bailleurs	$T_{10}/T = -0,146 Q^2 + 0,7329 Q - 0,1219$
Pointe-Claire	—
Dorval	—
Lachine	—
Pierrefonds	0,4
Chomedey	0,6
Pont-Viau	0,6
Sainte-Rose	0,6

4.3.2 Comparaison des inactivations obtenues par la méthode de Santé Canada ou la méthode IDDF

Pour les 9 installations de traitement, un tableau synthèse de l'inactivation obtenue selon la méthode IDDF ou la méthode de Santé Canada est présenté à l'annexe 12. Les figures 4-1 à 4-4 comparent l'inactivation obtenue selon ces 2 approches. Comme décrit à la section 4.3.1, pour certaines installations, il y a 2 possibilités pour la désinfection. Dans le tableau 4-5, les cases ombragées correspondent aux possibilités de traitement utilisées dans les figures 4-1 à 4-4. En général, peu de différences sont observées. Les valeurs pour les possibilités de traitement non présentées dans les figures 4-1 à 4-4 sont incluses dans le tableau synthèse présenté à l'annexe 12.

Tableau 4-5 Possibilités de désinfection pour 4 installations

Installations	Traitement	
	est	ouest
Charles-J. Des Baillets		
Pointe-Claire	sortie 36"	sortie 42"
Dorval	section 1	section 2
Pont-Viau	usine 1	usine 2

Pour *Cryptosporidium* (figure 4-1), l'inactivation est faible et varie très peu avec l'efficacité hydraulique. Pour *Giardia* (figure 4-2), l'inactivation varie de façon significative avec l'efficacité hydraulique. L'écart entre l'inactivation selon la méthode de Santé Canada ou la méthode IDDF est plus ou moins important selon l'installation de traitement. Par exemple, pour l'installation de Point-Claire, l'écart est de 5,4 log alors que pour l'installation de Lachine, l'écart est de 1,1 log. Pour les installations de Pont-Viau et de Sainte-Rose, les mêmes valeurs sont obtenues pour le log d'inactivation par les deux méthodes. Cela est dû au fait que la valeur maximale de 12 log permise est atteinte avec les 2 méthodes. Pour *E. coli* et *Campylobacter* (figure 4-3), la valeur maximale pour le log d'inactivation est obtenue que ce soit avec la méthode IDDF ou celle de Santé Canada pour toutes les installations à l'exception de l'installation Atwater où le T_{10}/T est le plus faible soit 0,2. Les résultats sont semblables pour les virus (figure 4-4). Des différences au niveau de l'inactivation selon les 2 méthodes sont toutefois aussi présentes pour les installations Charles-J. Des Baillets et Pierrefonds.

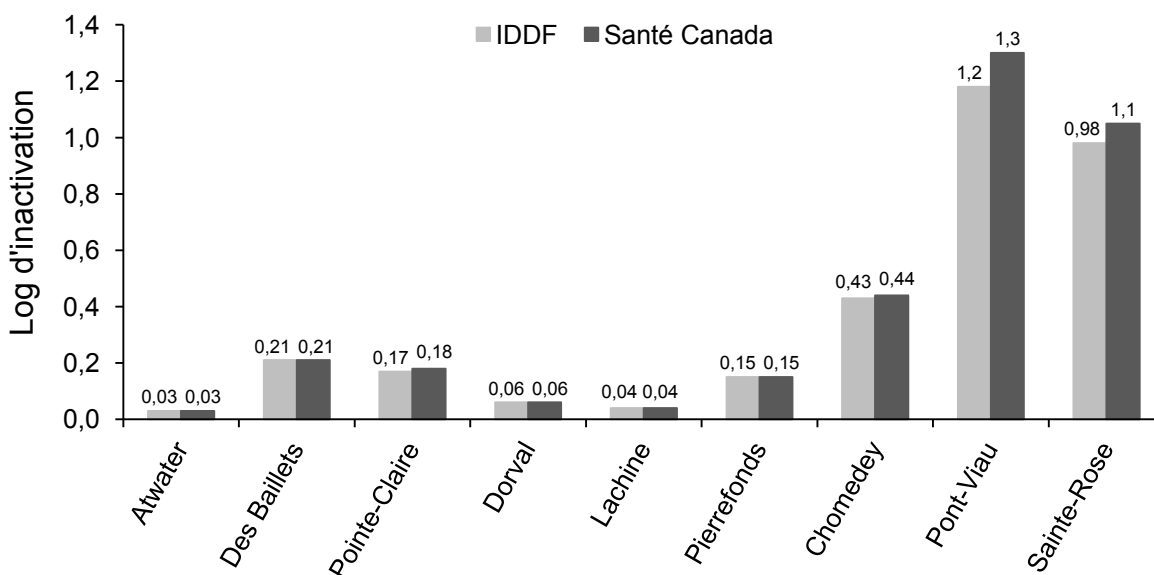


Figure 4-1 Log d'inactivation selon les méthodes de Santé Canada et IDDF pour *Cryptosporidium* pour l'année 2009

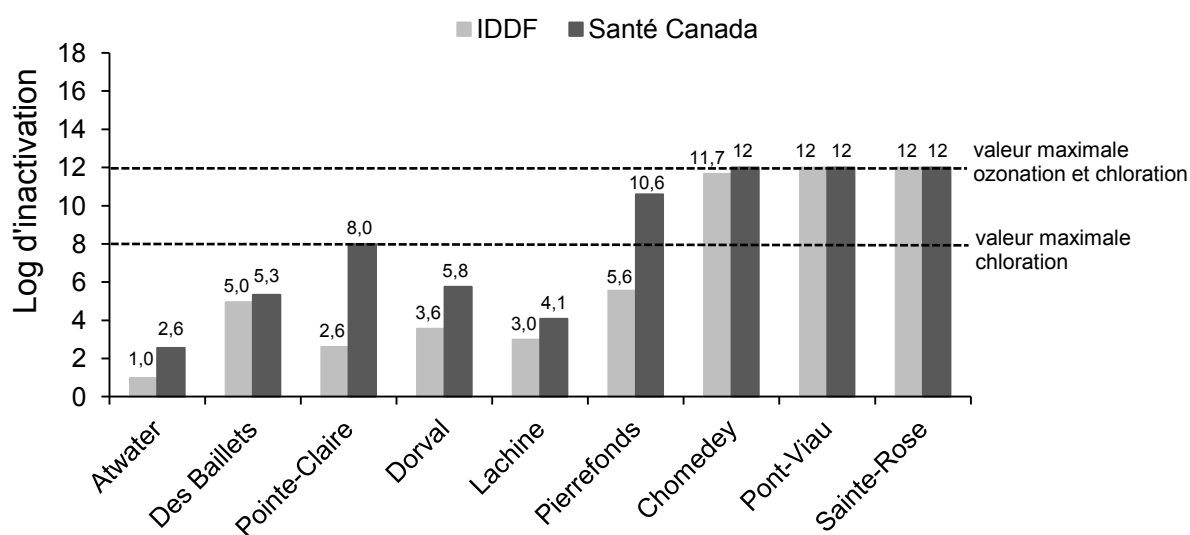


Figure 4-2 Log d'inactivation selon les méthodes de Santé Canada et IDDF pour *Giardia* pour l'année 2009

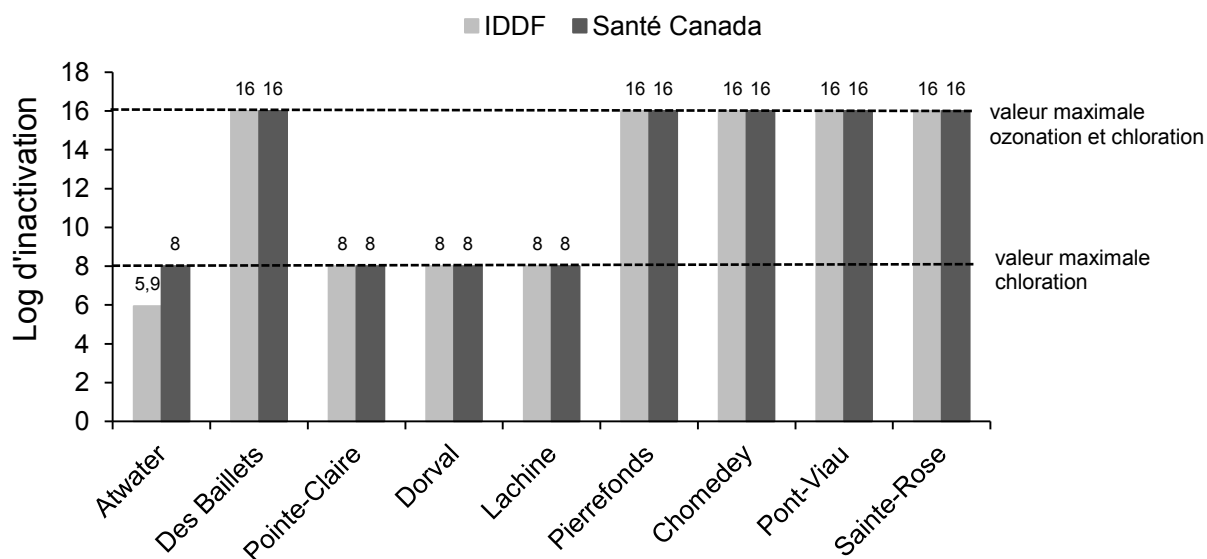


Figure 4-3 Log d'inactivation selon les méthodes de Santé Canada et IDDF pour *E. coli* et *Campylobacter* pour l'année 2009

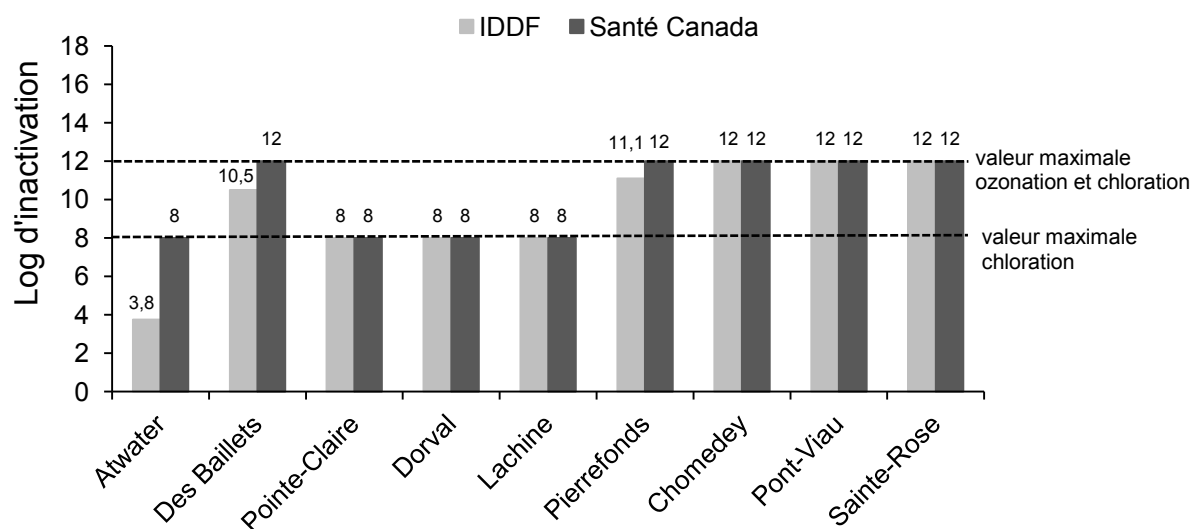


Figure 4-4 Log d'inactivation selon les méthodes de Santé Canada et IDDF pour les rotavirus pour l'année 2009

Dans 2 cas soit pour Atwater et Lachine avec la pompe 5, le facteur d'efficacité hydraulique est inférieur à 0,3 lequel est la limite inférieure pour l'utilisation du modèle IDDF des réacteurs en continu parfaitement mélangés en série. En général, le modèle est conservateur lors de l'utilisation d'un T_{10}/T de 0,2 à l'exception de l'inactivation de *Cryptosporidium* par le chlore. En effet, l'inactivation pour un T_{10}/T de 0,2 est légèrement supérieure que l'inactivation pour des T_{10}/T de 0,3 ou 0,4. La différence est très faible; par exemple, pour Atwater, avec un T_{10}/T de 0,2 l'inactivation est de 0,03 log alors qu'avec un T_{10}/T de 0,3, elle est de 0,04 log. L'inactivation la plus faible a été retenue.

Comme mentionné précédemment, pour l'installation de Pointe-Claire, une différence de 5,4 log est observée pour *Giardia*. Il faut par contre noter que la valeur de 0,3 retenue pour l'efficacité hydraulique est théorique et conservatrice. Pointe-Claire est ainsi un exemple d'une installation où le calcul de Santé Canada produirait un estimé de la performance beaucoup plus élevé que ce que la méthode IDDF prédit. Ainsi, la méthode du CT_{moyen} accorde une inactivation de 8 log de *Giardia* alors que la méthode IDDF prédit seulement 2,6 log d'inactivation.

Le tableau 4-6 présente les inactivations obtenues pour 2 scénarios différents à l'installation de traitement de Lachine. La différence entre ces 2 scénarios se trouve au niveau de l'efficacité hydraulique qui diffère selon l'activité de la pompe 5. La méthode de Santé Canada ne permet pas de tenir compte de cette différence. C'est donc la méthode IDDF qui a été utilisée. Une très faible différence est observée entre les 2 scénarios au niveau de l'inactivation de *Giardia*. L'activité de la pompe 5 influence donc peu le log d'inactivation obtenu.

Tableau 4-6 Log d'inactivation pour 2 scénarios à l'installation de traitement de Lachine

Scénario	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	Virus	<i>E. coli</i>	<i>Campylobacter</i>
sans pompe 5	0,04	3,0	8,0*	8,0*	8,0*
avec pompe 5	0,04	2,9	8,0*	8,0*	8,0*

* : valeur maximale atteinte

Le tableau 4-7 présente les inactivations obtenues pour 2 scénarios différents d'ozonation à l'installation de traitement de Pierrefonds. Les 2 scénarios étudiés ont été présentés à la section 4.3.1.6. Tenir compte de la décroissance de l'ozone est avantageux et plus particulièrement pour *Giardia*.

Tableau 4-7 Log d'inactivation pour 2 scénarios d'ozonation à l'installation de traitement de Pierrefonds

Scénarios	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	Virus	<i>E. coli</i>	<i>Campylobacter</i>
IDDF - Ozone résiduel	0,07	1,6	3,1	8,0*	8,0*
IDDF - Décroissance d'ozone	0,17	4,0*	4,0*	8,0*	8,0*
Santé Canada – Ozone résiduel	0,06	2,6	4,0*	8,0*	8,0*

* : valeur maximale atteinte

Précédemment, l'enlèvement et l'inactivation ont été présentés séparément, mais la figure 4-5 présente une synthèse du log de réduction total pour l'installation de Chomedey. Ce type de graphique permet de voir la contribution de chaque étape du traitement sur le log de réduction total pour chacun des microorganismes. On remarque que le log de réduction pour *Cryptosporidium* est nettement dominé par l'enlèvement physique. Les graphiques pour les autres installations sont présentés à l'annexe 13.

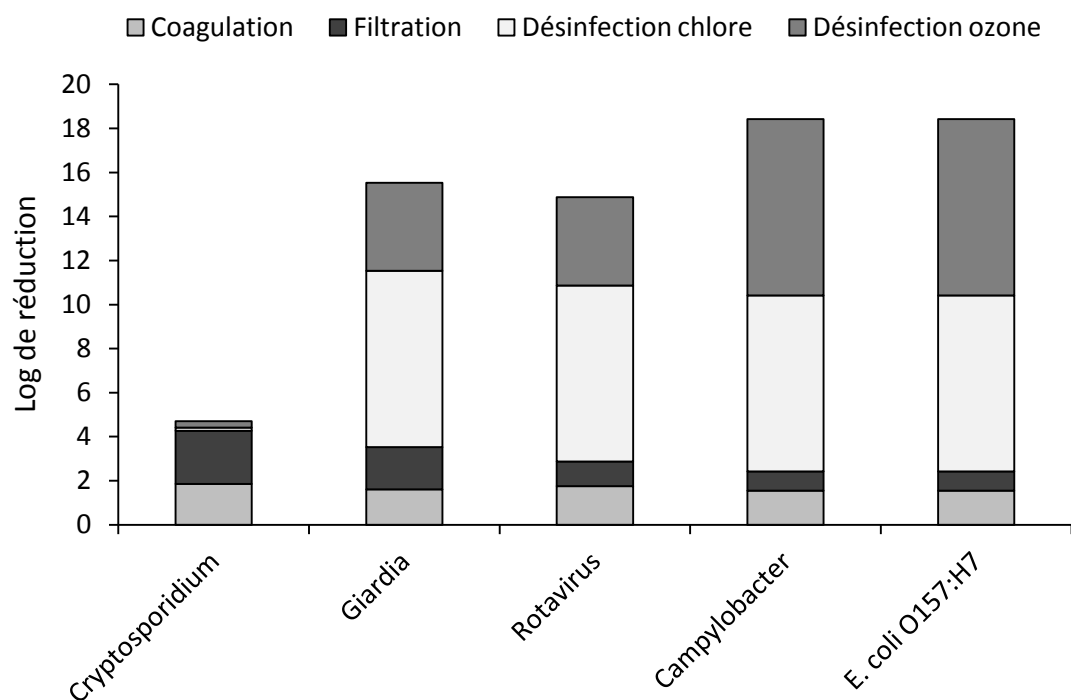


Figure 4-5 Installation de Chomedey - Contribution de chaque étape du traitement au log de réduction total pour chacun des microorganismes

4.4 Conclusions

Traitement physico-chimique

Selon Santé Canada, les installations de la région de Montréal sont séparées en deux classes soient les installations sans coagulation et les installations avec coagulation-floculation-décantation.

Désinfection

Les inactivations calculées par les méthodes IDDF et Santé Canada sont similaires pour *Cryptosporidium*. Dans le cas d'un microorganisme très résistant comme *Cryptosporidium*, les inactivations calculées sont très faibles. Or, l'impact de l'hydraulique se fait sentir lorsque les inactivations sont élevées. On le voit d'ailleurs clairement pour *Giardia* pour lequel les inactivations sont nettement supérieures à celles de *Cryptosporidium*. Pour les bactéries et les rotavirus, les inactivations calculées par les méthodes IDDF et Santé Canada sont identiques à trois exceptions près. Pour ces microorganismes, on s'attendait à un effet de l'IDDF plus prononcé. Or, les inactivations calculées par les deux méthodes sont si importantes qu'elles atteignent dans la plupart des cas la limite maximale imposée.

CHAPITRE 5 APPLICATION DU MODÈLE QMRA DE SANTÉ CANADA AUX INSTALLATIONS DE TRAITEMENT D’EAU POTABLE DE LA RÉGION DE MONTRÉAL

Ce chapitre, subdivisé en 3 sections, traite des risques microbiologiques calculés à l’aide du modèle QMRA de Santé Canada pour les 9 installations de traitement d’eau potable de la région de Montréal.

- Comparaison des risques microbiologiques associés à chacun des microorganismes pathogènes retenus par le modèle pour les différentes installations de traitement d’eau potable étudiées pour l’année 2009
- Effet de la variabilité des paramètres de calcul sur le risque
- Comparaison des risques obtenus par la méthode de Santé Canada ou la méthode IDDF utilisée pour les calculs de CT.

5.1 Comparaison des risques microbiologiques calculés à l’aide du modèle QMRA de Santé Canada pour les différentes installations de traitement étudiées

Un tableau synthèse des données microbiologiques à l’eau brute des 9 installations pour l’année 2009 est présenté à l’annexe 14 et un tableau synthèse de l’inactivation totale obtenue selon 2 approches (Santé Canada versus IDDF) pour les 9 installations est présenté à l’annexe 12. Les valeurs utilisées comme logs d’enlèvement ont été présentées au tableau 4-2.

Dans cette section, les risques microbiologiques annuels (2009) pour les installations de traitement d’eau potable étudiées sont présentés.

5.1.1 Conditions utilisées pour le calcul des risques microbiologiques

Il y a certains points qui sont à noter en ce qui concerne les risques microbiologiques présentés dans les sections 5.1.2 à 5.1.4 :

- Utilisation de la méthode de calcul du CT de Santé Canada (CT_{moyen}).
- Utilisation des valeurs proposées par Santé Canada pour le traitement physico-chimique.

- Pour les 9 installations, des valeurs par défaut ont été utilisées pour les concentrations de rotavirus et de *Campylobacter*. Une valeur par défaut a été associée à chacune des données d'*E. coli* pour 2009. La moyenne et l'écart-type ont ensuite été calculés pour la totalité de ces valeurs par défaut.
- Pour Pointe-Claire, Dorval, Lachine et Pierrefonds, des valeurs par défaut ont été utilisées pour les concentrations de *Giardia* et *Cryptosporidium*. Une valeur par défaut a été associée à chacune des données d'*E. coli* pour 2009. La moyenne et l'écart-type ont ensuite été calculés pour la totalité de ces valeurs par défaut. Toujours pour ces 4 installations, les données de coliformes thermotolérants ont été transformées en données d'*E. coli* en utilisant un rapport de 0,75.
- Pour les 9 installations, la concentration d'*E. coli* O157:H7 a été estimée à partir de la concentration d'*E. coli* générique en utilisant le pourcentage proposé par le modèle QMRA de Santé Canada soit 3,49%.
- En absence d'écart-type, celui-ci a été supposé égal à la moyenne comme cela est proposé par Santé Canada.
- Consommation de 1L d'eau du robinet non bouillie par jour.
- Une fraction infectieuse de 1 et un taux de récupération de 100% ont été utilisés.

Comme Santé Canada a retenu l'objectif de 10^{-6} DALY/personne par année, ce sont les graphiques en DALY qui sont présentés aux sections 5.1.2 à 5.1.4.

5.1.2 Risques microbiologiques associés à *Cryptosporidium*

La figure 5-1 présente les risques microbiologiques associés à *Cryptosporidium* pour les 9 installations de traitement en 2009. Il y a une différence d'environ 3 ordres de grandeur entre les risques microbiologiques pour les différentes installations. Pour *Cryptosporidium*, c'est le traitement physico-chimique qui différencie les installations puisque c'est le seul traitement reconnu efficace qui est en place dans les installations étudiées. Pour les installations Atwater et Charles-J. Des Bailleurs, il y a une filtration sans coagulation alors que pour les autres installations, il y a un traitement conventionnel.

À la figure 5-1, la filtration sur charbon biologique qu'on retrouve à Sainte-rose n'a pas été considérée. Comme mentionné dans le chapitre précédent, il est usuel d'accorder 1 log d'enlèvement supplémentaire pour ce type de filtration. Sans la filtration sur charbon biologique, le risque microbiologique est de $2,3 \times 10^{-9}$ DALY/personne par année alors qu'avec la filtration sur charbon biologique, le risque microbiologique est de $2,4 \times 10^{-10}$ DALY/personne par année. Il y a donc une différence d'un ordre de grandeur.

Deux installations, Atwater et Charles-J. Des Bailleurs, n'atteignent pas l'objectif de 10^{-6} DALY/personne par année alors que les autres l'atteignent. L'ajout incessant d'un procédé de désinfection UV au traitement de ces 2 installations leur permettra de rencontrer l'objectif. En effet, une réduction de 4,43 log est attendue pour une dose de 40 mJ/cm^2 selon le modèle de Santé Canada.

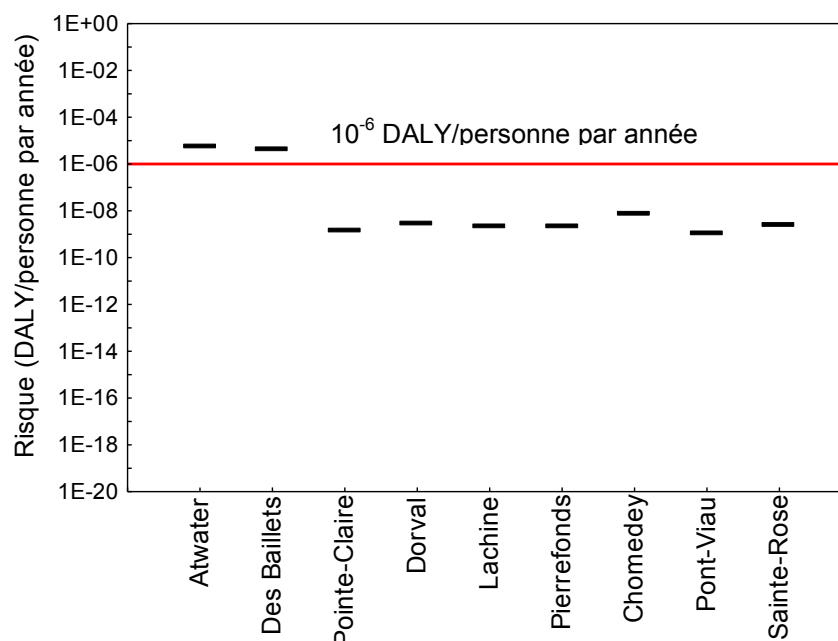


Figure 5-1 Risque microbiologique (exprimé en DALY/personne par an) associé à *Cryptosporidium* pour les 9 installations de traitement d'eau potable en 2009

5.1.3 Risques microbiologiques associés à *Giardia*

La figure 5-2 présente les risques associés à *Giardia* pour les 9 installations de traitement en 2009. Plusieurs ordres de grandeur de différence sont observés au niveau du risque pour les différentes installations. Pour *Giardia*, l'impact de la désinfection est clairement présent.

À l'installation Atwater, il y a seulement une chloration alors qu'à l'installation Charles-J. Des Bailleurs, on retrouve une ozonation et une chloration. Aux installations de Pointe-Claire, Dorval et Lachine, il y a seulement une chloration avec des temps de séjour d'environ 500 minutes à Pointe-Claire, 200 minutes à Dorval et 100 minutes à Lachine pour le débit journalier moyen. À l'installation de Pierrefonds et de Laval, il y a une ozonation et une chloration. Pour l'installation de Pierrefonds, le temps de séjour moyen annuel en 2009 pour le procédé d'ozonation est d'environ 5 minutes. Pour les installations de Chomedey, Pont-Viau et Sainte-Rose, les temps de séjour moyens annuels en 2009 pour le procédé d'ozonation sont respectivement d'environ 11 minutes, 37 minutes et 24 minutes. Ainsi, pour les installations de Laval, l'ozonation peut être décrite comme étant une ozonation optimisée.

Pour toutes les installations, l'objectif de 10^{-6} DALY/personne par année est atteint.

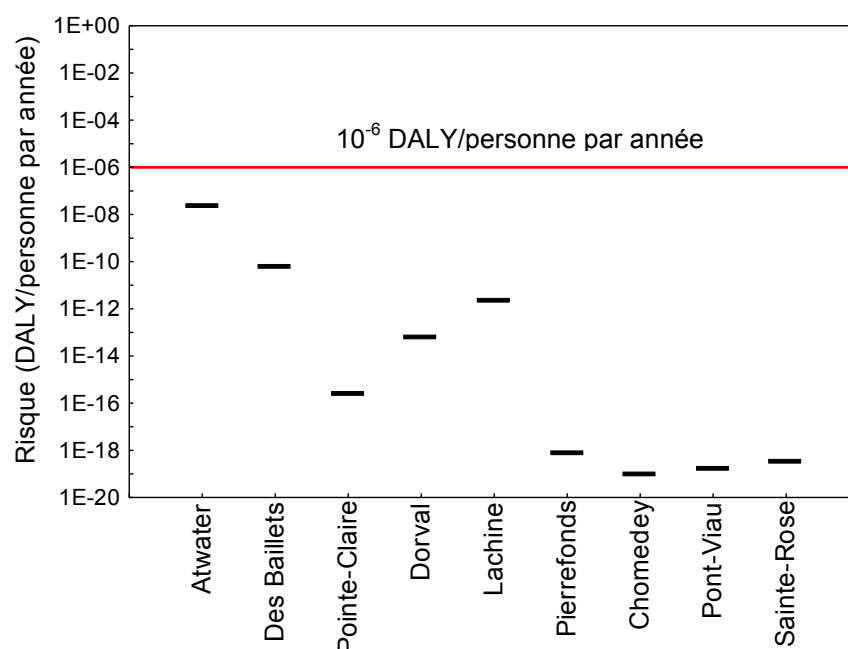


Figure 5-2 Risque microbiologique (exprimé en DALY/personne par an) associé à *Giardia* pour les 9 installations de traitement d'eau potable en 2009

5.1.4 Risques microbiologiques associés aux bactéries et aux rotavirus

Les figures 5-3 et 5-4 présentent les risques microbiologiques associés à *E. coli* O157:H7 et à *Campylobacter* respectivement pour les 9 installations de traitement en 2009. Les graphiques pour les risques reliés à ces deux bactéries présentent un profil identique. Tout comme *Giardia*, plusieurs ordres de grandeur de différence sont observés au niveau du risque entre les différentes installations. Une nette différence est observée entre les installations où il y a seulement une chloration et celles où il y a une ozonation et une chloration.

La figure 5-5 présente les risques microbiologiques associés aux rotavirus pour les 9 installations de traitement en 2009. Le profil des risques obtenus est semblable à celui des bactéries. L'écart au niveau des risques entre les installations sans ou avec ozonation est plus faible car les rotavirus sont moins sensibles à l'ozone. En effet, la valeur maximale pour l'inactivation des rotavirus par l'ozone de 4 log alors que celle pour les bactéries est de 8 log.

Pour toutes les installations, l'objectif de 10^{-6} DALY/personne par année est atteint et cela pour *E. coli* O157:H7, *Campylobacter* et les rotavirus.

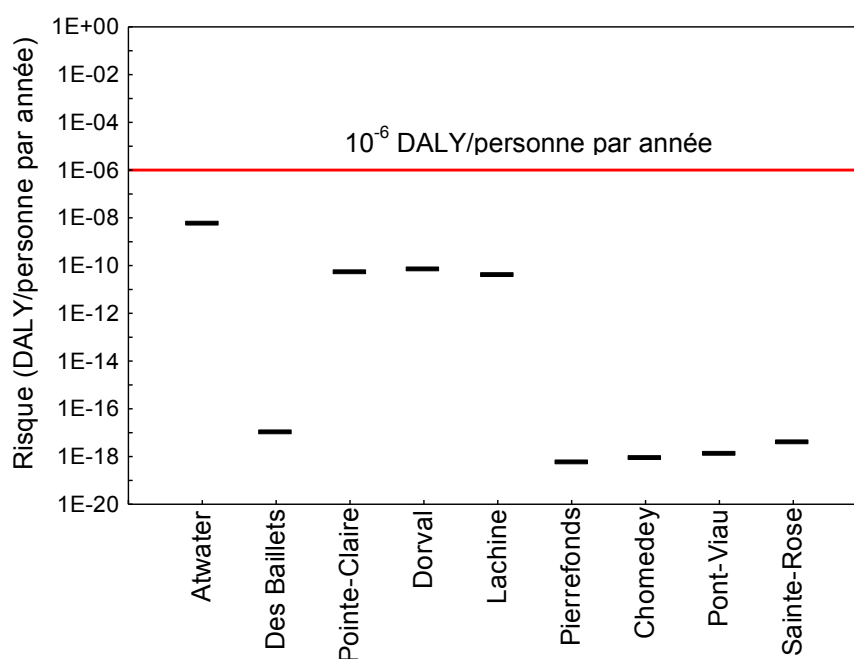


Figure 5-3 Risque microbiologique (exprimé en DALY/personne par an) associé à *E. coli* O157:H7 pour les 9 installations de traitement d'eau potable en 2009

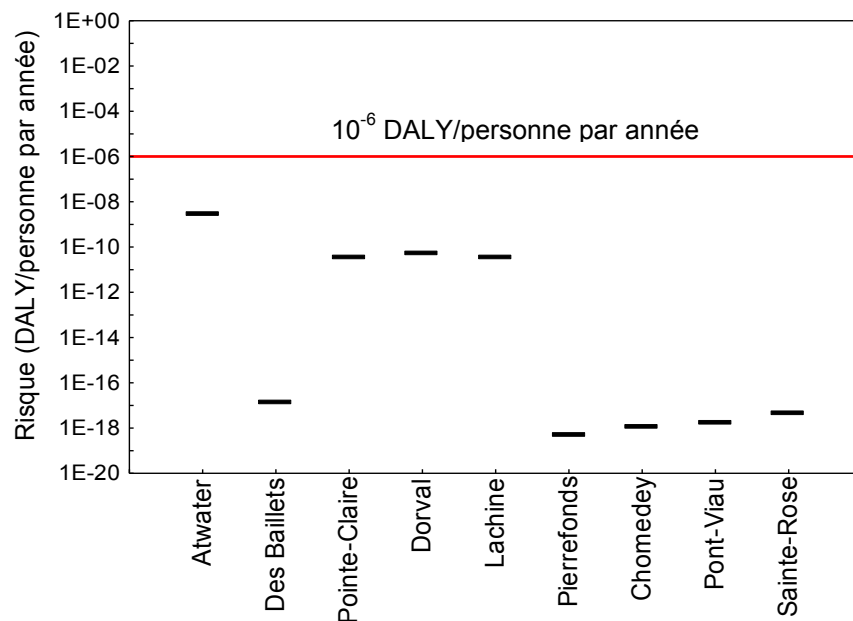


Figure 5-4 Risque microbiologique (exprimé en DALY/personne par an) associé à *Campylobacter* pour les 9 installations de traitement d'eau potable en 2009

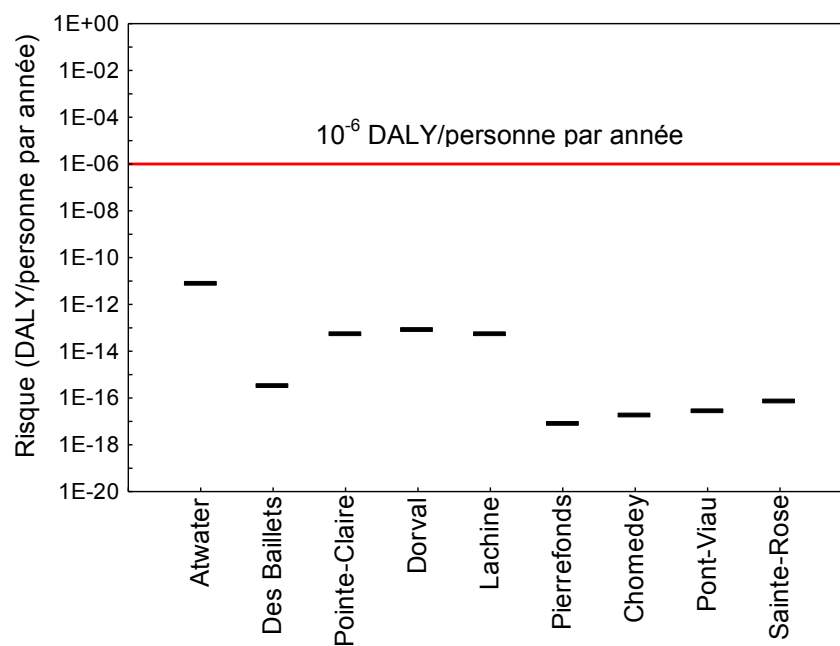


Figure 5-5 Risque microbiologique (exprimé en DALY/personne par an) associé aux rotavirus pour les 9 installations de traitement d'eau potable en 2009

5.2 Sensibilité des paramètres sur le calcul de risque

5.2.1 Concentration des microorganismes à l'eau brute et performances du traitement physico-chimique

Le modèle QMRA de Santé Canada calcule des valeurs discrètes pour les risques microbiologiques, mais il génère également des fonctions de distribution de probabilités (PDF) en se basant sur la variabilité de la concentration des microorganismes à l'eau brute. La figure 5-6 présente les PDF obtenues pour l'installation de traitement Atwater.

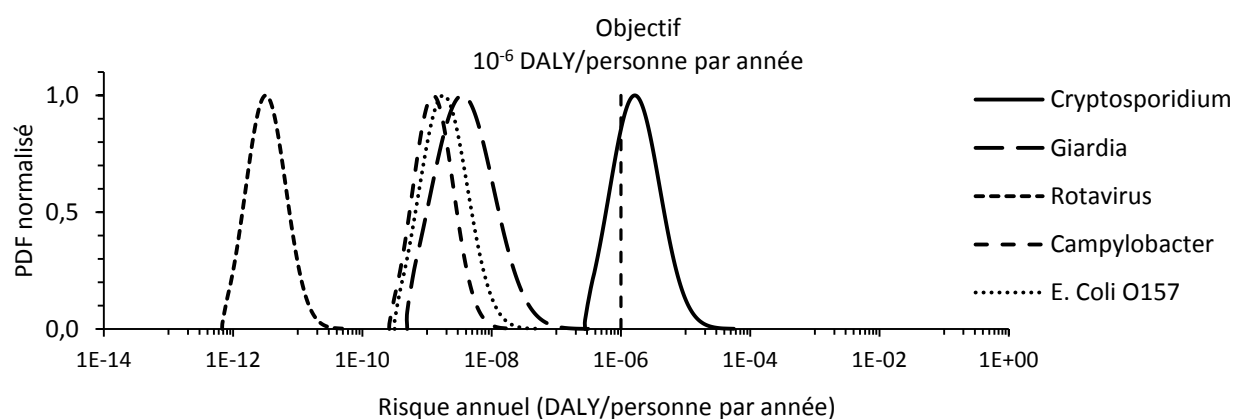


Figure 5-6 Fonctions de distribution de probabilités des risques microbiologiques pour l'installation Atwater

Pour la figure 5-6, la valeur moyenne pondérée du log d'enlèvement est utilisée. Pour simuler une variation au niveau de la performance du traitement physico-chimique, Santé Canada additionne ou soustrait un écart-type à la valeur moyenne du log d'enlèvement. Les figures 5-7 à 5-9 présentent l'impact de la variabilité de la performance du traitement physico-chimique sur les PDF pour l'installation de Chomedey. Cet impact peut aussi être représenté par un graphique à bandes avec des barres d'erreur comme à la figure 5-10.

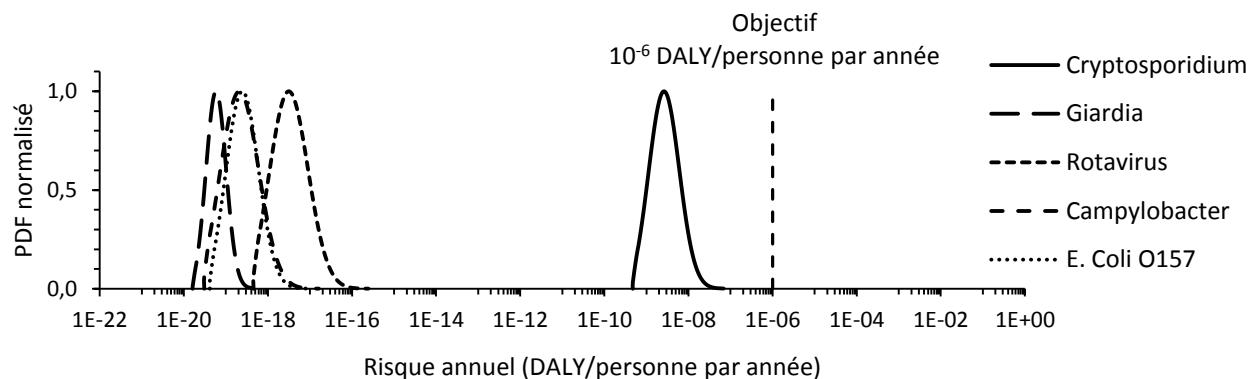


Figure 5-7 Installation de Chomedey - Fonctions de distribution de probabilités des risques microbiologiques pour la valeur moyenne pondérée du log d'enlèvement

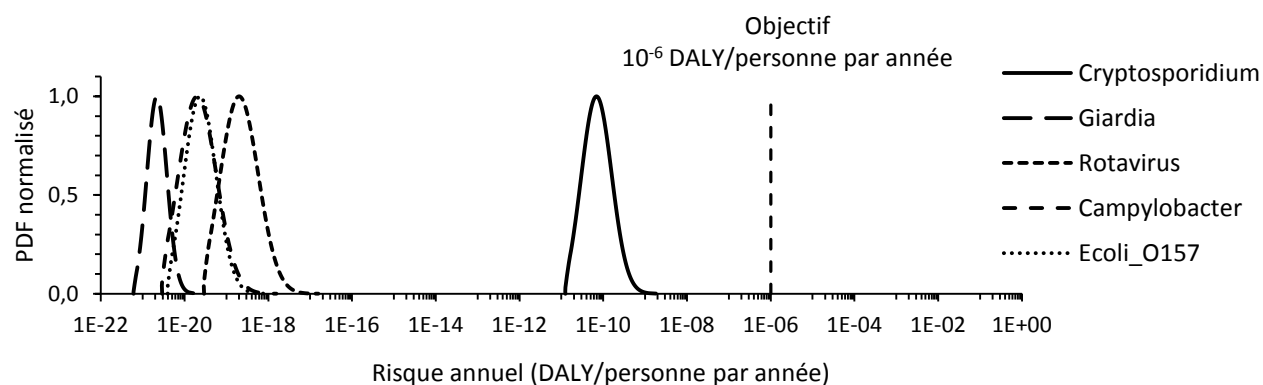


Figure 5-8 Installation de Chomedey - Fonctions de distribution de probabilités des risques microbiologiques pour la limite supérieure du log d'enlèvement

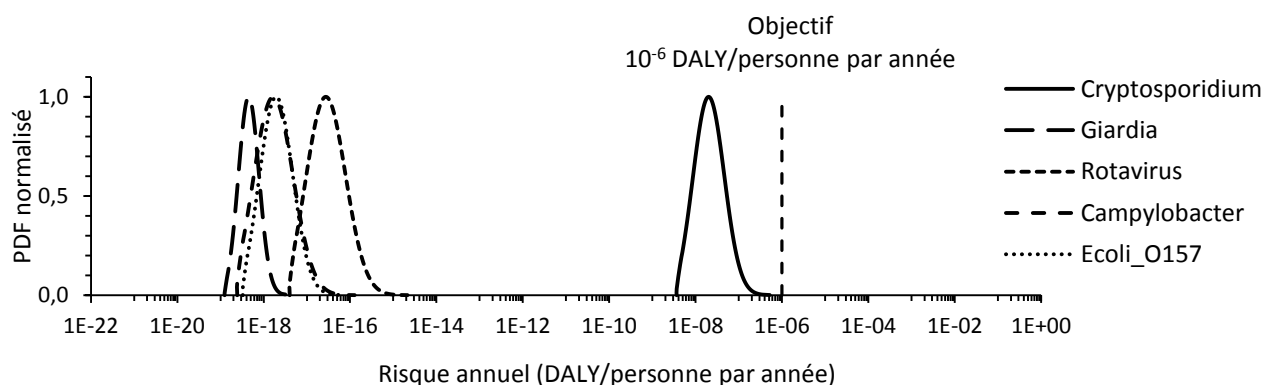


Figure 5-9 Installation de Chomedey - Fonctions de distribution de probabilités des risques microbiologiques pour la limite inférieure du log d'enlèvement

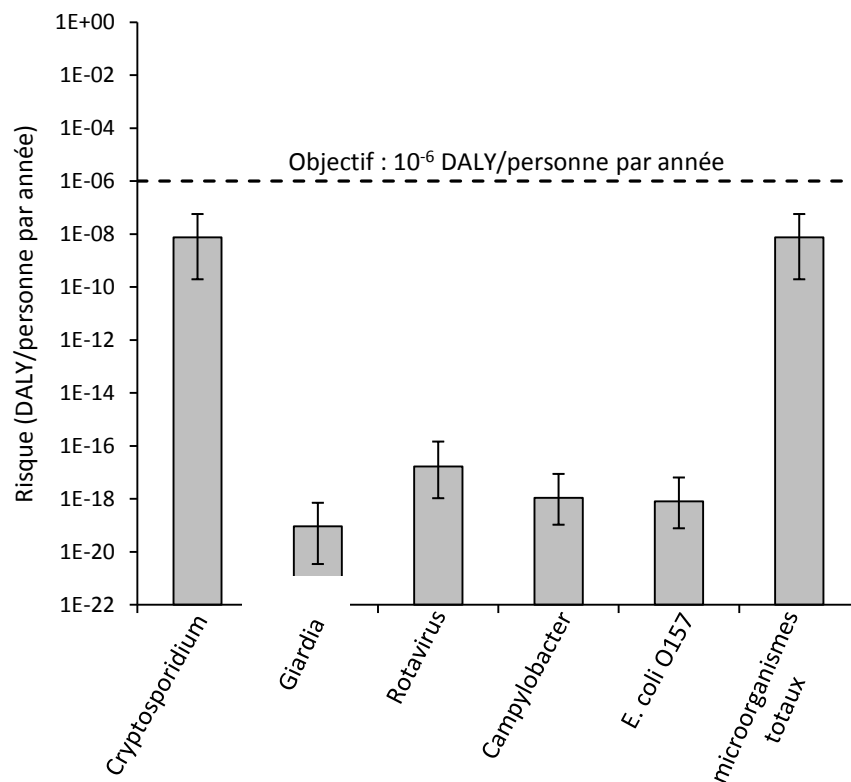


Figure 5-10 Variabilité des risques microbiologiques selon la performance du traitement physico-chimique pour l'installation de Chomedey

5.2.2 Taux de récupération, fraction infectieuse et volume d'eau consommé

Le taux de récupération et la fraction infectieuse sont des paramètres qui varient selon le type d'eau et la méthode d'analyse utilisée. Aucune information sur le taux de récupération et la fraction infectieuse des données microbiologiques à l'eau brute n'était disponible dans le cadre de ce projet. Pour évaluer l'impact de ces 2 paramètres sur le risque associé à *Cryptosporidium*, des valeurs tirées de Lalancette (2010) ont été utilisées. Dans cet article, la méthode 3D-CC-IFA a été utilisée et celle-ci permet de réaliser les comptes totaux et infectieux d'oocystes de *Cryptosporidium* à partir du même échantillon. Les essais ont été réalisés pour 3 types d'eau soit l'eau Milli-Q, l'eau de la rivière Yamaska et l'eau de la rivière des Mille-Îles. Le tableau 5-10 présente les risques obtenus lorsque l'on fait varier ces 2 paramètres pour *Cryptosporidium*.

Tableau 5-1 Risques microbiologiques pour *Cryptosporidium* - Effet de la variation du taux de récupération et de la fraction infectieuse

	Taux de récupération ²	Fraction infectieuse ²	Risque (DALY/personne par année)				
			Atwater	Charles-J. Des Baillets	Chomedey	Pont-Viau	Sainte-Rose
Hypothèse de départ	100%	100%	5,3x10 ⁻⁶	4,2x10 ⁻⁶	7,4x10 ⁻⁹	1,0x10 ⁻⁹	2,3x10 ⁻⁹
Eau Milli-Q ¹	64% ± 9%	14% ± 2%	1,2x10 ⁻⁶	9,3x10 ⁻⁷	1,6x10 ⁻⁹	2,3x10 ⁻¹⁰	5,1x10 ⁻¹⁰
Rivière Yamaska ¹	25% ± 19%	19% ± 15%	4,1x10 ⁻⁶	3,2x10 ⁻⁶	5,7x10 ⁻⁹	7,8x10 ⁻¹⁰	1,8x10 ⁻⁹
Rivière des Mille-Îles ¹	41% ± 14%	13% ± 3%	1,7x10 ⁻⁶	1,3x10 ⁻⁶	2,4x10 ⁻⁹	3,3x10 ⁻¹⁰	7,3x10 ⁻¹⁰

¹ Méthode 3D-CC-IFA avec concentration IMS

² Utilisation de la valeur moyenne

Lorsqu'un facteur est appliqué à la concentration des microorganismes à l'eau brute ou au volume d'eau consommé par jour, le risque est directement affecté par ce facteur. Ainsi, dans le tableau 5-1, lorsque le taux de récupération est de 64% et la fraction infectieuse est de 14%, la concentration de *Cryptosporidium* diminue d'un facteur 4,5 par rapport à la concentration où le taux de récupération et la fraction infectieuse sont supposés égaux à 100%. Le risque résultant est donc 4,5 fois plus faible et cela pour les 5 installations. Globalement, on note que le risque est diminué par l'introduction de ces deux facteurs parce qu'il est anticipé que la fraction infectieuse soit plus faible que le taux de récupération. En ce qui concerne l'enlèvement physique ou l'inactivation, une élévation de 1 log est associée à une diminution de 1 ordre de grandeur du risque.

5.2.3 Évolution du risque microbiologique selon les différentes étapes du traitement

Le risque microbiologique diminue au fur et à mesure du traitement. Les tableaux 5-2 à 5-10 présente cette diminution du risque suite à l'ajout graduel des différentes étapes de traitement. Dans ces tableaux, les cases ombragées correspondent à des risques supérieurs à l'objectif de 10⁻⁶ DALY/personne par année. Dans ces tableaux, l'astérisque (*) signifie que la vérification de la

distribution Poisson était « swamped ». Cela se produit lorsque le nombre de microorganismes ingérés par jour est supérieur à 40.

Les tableaux 5-2 et 5-3 présentent l'évolution du risque microbiologique pour les installations Atwater et Charles-J. Des Baillets. Comme mentionné précédemment, ces 2 installations n'atteignent pas l'objectif de 10^{-6} DALY/personne par année pour le risque associé à *Cryptosporidium*. La désinfection a un effet négligeable sur le risque et le traitement physico-chimique n'est pas suffisant pour permettre l'atteinte de l'objectif. Le traitement physico-chimique permet une diminution du risque d'environ 1 ordre de grandeur. Pour *Giardia*, l'atteinte de l'objectif est obtenue grâce à la combinaison du traitement physico-chimique et de la désinfection. Le traitement physique à lui seul n'est pas suffisant. Pour les rotavirus, *Campylobacter* et *E. coli* O157:H7, l'étape majeure est la désinfection.

Tableau 5-2 Évolution du risque associé à chaque microorganisme pour l'installation Atwater

	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	Rotavirus	<i>Campylobacter</i>	<i>E. coli</i> O157:H7
Eau brute	$7,4 \times 10^{-5}$	$1,3 \times 10^{-4}$	$4,0 \times 10^{-3}$	$2,1 \times 10^{-1*}$	$6,7 \times 10^{-1*}$
Filtration	$5,7 \times 10^{-6}$	$7,8 \times 10^{-6}$	$6,9 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-1}$	$3,4 \times 10^{-1}$
Chloration	$5,3 \times 10^{-6}$	$2,2 \times 10^{-8}$	$6,9 \times 10^{-12}$	$2,7 \times 10^{-9}$	$5,4 \times 10^{-9}$

Tableau 5-3 Évolution du risque associé à chaque microorganisme pour l'installation Charles-J. Des Baillets

	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	Rotavirus	<i>Campylobacter</i>	<i>E. coli</i> O157:H7
Eau brute	$8,8 \times 10^{-5}$	$2,1 \times 10^{-4}$	$1,9 \times 10^{-3}$	$1,5 \times 10^{-1*}$	$2,6 \times 10^{-1}$
Filtration	$6,9 \times 10^{-6}$	$1,3 \times 10^{-5}$	$3,2 \times 10^{-4}$	$7,6 \times 10^{-2}$	$9,2 \times 10^{-2}$
Chloration	$6,6 \times 10^{-6}$	$5,9 \times 10^{-7}$	$3,2 \times 10^{-12}$	$1,3 \times 10^{-9}$	$1,0 \times 10^{-9}$
Ozonation	$4,2 \times 10^{-6}$	$5,9 \times 10^{-11}$	$3,2 \times 10^{-16}$	$1,3 \times 10^{-17}$	$1,0 \times 10^{-17}$

Les tableaux 5-4 à 5-7 présentent l'évolution du risque microbiologique pour les installations de Pointe-Claire, Dorval, Lachine et Pierrefonds. Pour ces 4 installations, le même profil est observé. Pour *Cryptosporidium*, l'étape de coagulation-floculation-décantation est suffisante pour l'atteinte de l'objectif de 10^{-6} DALY/personne par année. Pour *Giardia*, le traitement physico-chimique complet est nécessaire. De plus, la diminution du risque associé à *Giardia* par la désinfection est importante. Comme pour Atwater et Charles-J. Des Baillets, l'étape majeure

pour l'atteinte de l'objectif pour les rotavirus, *Campylobacter* et *E. coli* O157:H7 est la désinfection.

Tableau 5-4 Évolution du risque associé à chaque microorganisme pour l'installation
Pointe-Claire

	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	Rotavirus	<i>Campylobacter</i>	<i>E. coli</i> O157:H7
Eau brute	$4,2 \times 10^{-5}$	$7,9 \times 10^{-5}$	$3,9 \times 10^{-3}$	$2,1 \times 10^{-1*}$	$5,8 \times 10^{-1*}$
Coag - floc - déc	$5,8 \times 10^{-7}$	$1,9 \times 10^{-6}$	$6,8 \times 10^{-5}$	$2,4 \times 10^{-2}$	$3,5 \times 10^{-2}$
Filtration	$2,2 \times 10^{-9}$	$2,3 \times 10^{-8}$	$5,3 \times 10^{-6}$	$3,5 \times 10^{-3}$	$4,5 \times 10^{-3}$
Chloration	$1,5 \times 10^{-9}$	$2,3 \times 10^{-16}$	$5,3 \times 10^{-14}$	$3,6 \times 10^{-11}$	$5,0 \times 10^{-11}$

Tableau 5-5 Évolution du risque associé à chaque microorganisme pour l'installation de Dorval

	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	Rotavirus	<i>Campylobacter</i>	<i>E. coli</i> O157:H7
Eau brute	$6,0 \times 10^{-5}$	$1,1 \times 10^{-4}$	$5,6 \times 10^{-3}$	$1,9 \times 10^{-1*}$	$6,7 \times 10^{-1*}$
Coag - floc - déc	$8,2 \times 10^{-7}$	$2,8 \times 10^{-6}$	$9,7 \times 10^{-5}$	$2,9 \times 10^{-2*}$	$4,6 \times 10^{-2}$
Filtration	$3,2 \times 10^{-9}$	$3,4 \times 10^{-8}$	$7,6 \times 10^{-6}$	$4,8 \times 10^{-3}$	$6,6 \times 10^{-3}$
Chloration	$2,8 \times 10^{-9}$	$6,0 \times 10^{-14}$	$7,6 \times 10^{-14}$	$5,1 \times 10^{-11}$	$6,7 \times 10^{-11}$

Tableau 5-6 Évolution du risque associé à chaque microorganisme pour l'installation de Lachine

	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	Rotavirus	<i>Campylobacter</i>	<i>E. coli</i> O157:H7
Eau brute	$4,1 \times 10^{-5}$	$7,9 \times 10^{-5}$	$3,9 \times 10^{-3}$	$2,1 \times 10^{-1*}$	$5,2 \times 10^{-1*}$
Coag - floc - déc	$5,7 \times 10^{-7}$	$1,9 \times 10^{-6}$	$6,7 \times 10^{-5}$	$2,3 \times 10^{-2}$	$2,8 \times 10^{-2}$
Filtration	$2,2 \times 10^{-9}$	$2,3 \times 10^{-8}$	$5,2 \times 10^{-6}$	$3,5 \times 10^{-3}$	$3,9 \times 10^{-3}$
Chloration	$2,0 \times 10^{-9}$	$2,0 \times 10^{-12}$	$5,2 \times 10^{-14}$	$3,5 \times 10^{-11}$	$3,9 \times 10^{-11}$

Tableau 5-7 Évolution du risque associé à chaque microorganisme pour l'installation de
Pierrefonds

	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	Rotavirus	<i>Campylobacter</i>	<i>E. coli</i> O157:H7
Eau brute	$5,8 \times 10^{-5}$	$1,1 \times 10^{-4}$	$5,4 \times 10^{-3}$	$1,8 \times 10^{-1*}$	$5,2 \times 10^{-1*}$
Coag - floc - déc	$8,0 \times 10^{-7}$	$2,6 \times 10^{-6}$	$9,4 \times 10^{-5}$	$2,7 \times 10^{-2*}$	$3,7 \times 10^{-2}$
Filtration	$3,1 \times 10^{-9}$	$3,2 \times 10^{-8}$	$7,4 \times 10^{-6}$	$4,6 \times 10^{-3}$	$5,3 \times 10^{-3}$
Chloration	$2,5 \times 10^{-9}$	$3,2 \times 10^{-16}$	$7,4 \times 10^{-14}$	$4,9 \times 10^{-11}$	$5,4 \times 10^{-11}$
Ozonation	$2,2 \times 10^{-9}$	$7,5 \times 10^{-19}$	$7,4 \times 10^{-18}$	$4,9 \times 10^{-19}$	$5,4 \times 10^{-19}$

Les tableaux 5-8 à 5-10 présentent l'évolution du risque microbiologique pour les installations de Laval. Pour ces installations, le profil est similaire aux installations de Pointe-Claire, Dorval, Lachine et Pierrefonds à une exception près. Pour *Cryptosporidium*, le traitement physico-chimique complet est nécessaire pour l'atteinte de l'objectif. Cela résulte du fait que les valeurs par défaut utilisées pour la concentration de *Cryptosporidium* pour les installations de Pointe-Claire, Dorval, Lachine et Pierrefonds soient plus faibles que les valeurs mesurées à l'eau brute des installations de Laval.

Tableau 5-8 Évolution du risque associé à chaque microorganisme pour l'installation Chomedey

	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	Rotavirus	<i>Campylobacter</i>	<i>E. coli O157:H7</i>
Eau brute	$3,9 \times 10^{-4}$	$3,1 \times 10^{-4}$	$1,2 \times 10^{-2}$	$2,2 \times 10^{-1*}$	$6,9 \times 10^{-1*}$
Coag - floc - déc	$5,3 \times 10^{-6}$	$7,6 \times 10^{-6}$	$2,1 \times 10^{-4}$	$5,5 \times 10^{-2*}$	$5,4 \times 10^{-2}$
Filtration	$2,1 \times 10^{-8}$	$9,1 \times 10^{-8}$	$1,7 \times 10^{-5}$	$1,0 \times 10^{-2}$	$8,0 \times 10^{-3}$
Chloration	$1,5 \times 10^{-8}$	$9,1 \times 10^{-16}$	$1,7 \times 10^{-13}$	$1,1 \times 10^{-10}$	$8,1 \times 10^{-11}$
Ozonation	$7,4 \times 10^{-9}$	$9,1 \times 10^{-20}$	$1,7 \times 10^{-17}$	$1,1 \times 10^{-18}$	$8,1 \times 10^{-19}$

Tableau 5-9 Évolution du risque associé à chaque microorganisme pour l'installation Pont-Viau

	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	Rotavirus	<i>Campylobacter</i>	<i>E. coli O157:H7</i>
Eau brute	$3,9 \times 10^{-4}$	$5,6 \times 10^{-4}$	$1,9 \times 10^{-2}$	$2,1 \times 10^{-1*}$	$8,2 \times 10^{-1*}$
Coag - floc - déc	$5,3 \times 10^{-6}$	$1,4 \times 10^{-5}$	$3,3 \times 10^{-4}$	$7,7 \times 10^{-2*}$	$8,7 \times 10^{-2*}$
Filtration	$2,1 \times 10^{-8}$	$1,7 \times 10^{-7}$	$2,6 \times 10^{-5}$	$1,6 \times 10^{-2}$	$1,3 \times 10^{-2}$
Chloration	$1,3 \times 10^{-8}$	$1,7 \times 10^{-15}$	$2,6 \times 10^{-13}$	$1,8 \times 10^{-10}$	$1,3 \times 10^{-10}$
Ozonation	$1,0 \times 10^{-9}$	$1,7 \times 10^{-19}$	$2,6 \times 10^{-17}$	$1,8 \times 10^{-18}$	$1,3 \times 10^{-18}$

Tableau 5-10 Évolution du risque associé à chaque microorganisme pour l'installation de Sainte-Rose

	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	Rotavirus	<i>Campylobacter</i>	<i>E. coli O157:H7</i>
Eau brute	$5,0 \times 10^{-4}$	$1,1 \times 10^{-3}$	$4,8 \times 10^{-2}$	$8,2 \times 10^{-2*}$	$5,5 \times 10^{-1*}$
Coag - floc - déc	$6,8 \times 10^{-6}$	$2,7 \times 10^{-5}$	$8,6 \times 10^{-4}$	$1,5 \times 10^{-1*}$	$2,2 \times 10^{-1*}$
Filtration	$2,6 \times 10^{-8}$	$3,3 \times 10^{-7}$	$6,7 \times 10^{-5}$	$3,9 \times 10^{-2}$	$3,8 \times 10^{-2}$
Chloration	$1,9 \times 10^{-8}$	$3,3 \times 10^{-15}$	$6,7 \times 10^{-13}$	$4,5 \times 10^{-10}$	$4,0 \times 10^{-10}$
Ozonation	$2,3 \times 10^{-9}$	$3,3 \times 10^{-19}$	$6,7 \times 10^{-17}$	$4,5 \times 10^{-18}$	$4,0 \times 10^{-18}$

5.3 Comparaison des risques obtenus pour les calculs de CT par la méthode de Santé Canada ou la méthode IDDF

Une comparaison de l'inactivation obtenue avec la méthode de Santé Canada ou la méthode IDDF a été présentée à la section 4.3.2. L'effet de l'utilisation de la méthode IDDF est une augmentation de 1 ou plusieurs ordres de grandeur des risques pour certains microorganismes. Le tableau 5-11 présente une synthèse des différences au niveau du risque selon la méthode de calcul du CT qui est utilisée (Santé Canada versus IDDF). Des tableaux complets contenant toutes les valeurs des risques calculés selon les 2 méthodes sont présentés à l'annexe 15. Dans tous les cas, le risque microbiologique selon la méthode IDDF est plus élevé que le risque selon la méthode de Santé Canada. Comme attendu, le nombre et l'ampleur des écarts sont plus importants lorsque l'efficacité hydraulique est plus faible. Se référer à la section 4.3.1.8 pour les valeurs de T_{10}/T des différentes installations. Le risque associé à *Giardia* est le plus affecté par l'utilisation de la méthode IDDF. Bien que plus élevés, les risques avec la méthode IDDF n'excèdent pas l'objectif de 10^{-6} DALY/personne par année à l'exception du risque associé à *Cryptosporidium* pour Atwater et Charles-J. Des Bailleurs. En effet, ce dernier est supérieur à l'objectif même avec l'utilisation de la méthode de Santé Canada.

Tableau 5-11 Écarts au niveau des risques selon la méthode utilisée pour le calcul du CT

Différence de 1 ordre de grandeur	
Atwater	<i>Giardia</i>
Des Bailleurs	Rotavirus
Lachine	<i>Giardia</i>
Différence de 2 ordres de grandeur	
Atwater	<i>E. coli</i> et <i>Campylobacter</i>
Dorval	<i>Giardia</i>
Différence de 4 ordres de grandeur	
Atwater	Rotavirus
Différence de 5 ordres de grandeur	
Pointe-Claire	<i>Giardia</i>
Pierrefonds	<i>Giardia</i>

Pour l'installation de Pierrefonds, il y a une différence de 5 ordres de grandeur entre le risque selon la méthode de Santé Canada et le risque selon la méthode IDDF-ozone résiduel alors qu'avec le risque selon la méthode IDDF-décroissance d'ozone l'écart est de 2 ordres de grandeur. La prise de plus d'une mesure d'ozone résiduel afin de tenir compte de la décroissance est donc avantageuse.

5.4 Conclusions

- En général, les installations de traitement atteignent l'objectif de 10^{-6} DALY/personne par année à l'exception des installations Atwater Charles-J. Des Bailleurs pour lesquelles le risque associé à *Cryptosporidium* est supérieur à l'objectif visé. Néanmoins, ces 2 installations vont rencontrer l'objectif grâce à l'ajout incessant des UV. Des écarts de plusieurs ordres de grandeur sont observés au niveau des risques pour les différentes installations.
- Le modèle QMRA de Santé Canada calcule des valeurs discrètes pour les risques microbiologiques, mais il génère également des fonctions de distribution de probabilités (PDF). Pour la réalisation de ces PDF, seule la variabilité de la concentration des microorganismes à l'eau brute est considérée.
- Pour simuler une variation au niveau de la performance du traitement physico-chimique, Santé Canada additionne ou soustrait un écart-type à la valeur moyenne du log d'enlèvement.
- Le modèle QMRA de Santé Canada offre la possibilité à l'utilisateur d'essayer divers scénarios. Lorsqu'un facteur est appliqué à la concentration des microorganismes à l'eau brute ou au volume d'eau consommé par jour, le risque est directement affecté par ce facteur. Calculer le risque en additionnant graduellement les différentes étapes du traitement permet de déterminer quelles étapes sont critiques.
- L'utilisation de la méthode IDDF affecte plus particulièrement le risque associé à *Giardia*. Comme attendu, l'impact de l'utilisation de la méthode IDDF est plus important pour les installations où l'efficacité hydraulique est plus faible.

CHAPITRE 6 DISCUSSION

Pour le calcul du risque microbiologique, des modèles dose-réponse sont nécessaires. Les variables de ces modèles sont les paramètres dose-réponse (r ou α et β) et la dose. La dose est estimée à partir de la concentration des microorganismes à l'eau brute, du log de réduction et du volume d'eau consommé par jour. Ainsi, les paramètres dose-réponse, les données de concentration des microorganismes à l'eau brute et les données de traitement sont 3 aspects centraux de l'analyse de risque. Dans ce chapitre, ces 3 aspects seront discutés dans le cadre du modèle QMRA de Santé Canada. La robustesse du modèle et la quantification du risque microbiologique seront également discutés.

6.1 Modèles dose-réponse

Deux sources d'information peuvent être utilisées pour estimer les paramètres dose-réponse : des études cliniques ou des informations obtenues lors d'épidémies. Ces 2 sources d'information se complètent en raison des avantages et des incertitudes de chacune (tableau 1-7). L'idéal pour l'estimation des paramètres dose-réponse est donc d'avoir des données issues de ces 2 sources d'information.

Comme cela a été présenté dans la revue de littérature, il existe différents modèles dose-réponse pour les 5 microorganismes retenus par le modèle QMRA de Santé Canada. Pour *Giardia* et les rotavirus, peu de différences sont observées entre les modèles (1 seule étude clinique est disponible). La situation est différente pour *Cryptosporidium*, *Campylobacter* et *E. coli* O157:H7. Pour *Cryptosporidium*, les données de 3 études cliniques sont utilisées (3 isolats). Une méta-analyse plus récente réalisée par l'USEPA a fourni une valeur pour le paramètre r plus élevée (0,09) que la valeur retenue par Santé Canada (0,018). Pour *Campylobacter*, le modèle le plus récent combinant des données provenant d'une étude clinique et de 2 épidémies a été retenu par Santé Canada. Pour *E. coli* O157:H7, seules des données provenant d'épidémies sont disponibles. Le modèle retenu par Santé Canada se base sur les données provenant de 8 épidémies ($\alpha=0,0571$ et $\beta=2,2183$). Plus récemment, ces données ont été reprises et une méta-analyse a été réalisée. Cette analyse des données épidémiologiques a incorporée l'hétérogénéité, ce qui a résulté en des paramètres dose-réponse plus élevés ($\alpha=0,4$ et $\beta=45,9$). Une modification des modèles dose-réponse utilisés par le modèle QMRA de Santé Canada pour *Cryptosporidium*

et *E. coli* O157:H7 serait donc à considérer à notre avis afin de refléter les informations les plus récentes.

Un point important sur lequel malheureusement peu d'informations sont disponibles est la fraction infectieuse. Dans le cadre de ce projet, une proportion de 1 a été utilisée mais cela ne représente pas la situation réelle. Des informations supplémentaires seraient souhaitables.

6.2 Données microbiologiques à l'eau brute

Comme présenté au chapitre 3, une saisonnalité est observée pour la concentration des coliformes thermotolérants-*E. coli* à l'eau brute des installations de traitement de la région de Montréal. Ainsi, pour bien caractériser la qualité microbiologique des eaux brutes, des données s'échelonnant au cours d'une année complète sont nécessaires.

Une classification des eaux brutes comme celle proposée par Santé Canada est utile, voire indispensable puisque la plupart des installations de traitement d'eau potable ne réalisent pas d'analyses pour les protozoaires ou les virus. Entre les 4 types d'eau de la classification de Santé Canada, il y a une différence de 1 log. Pour les bactéries, utiliser une différence de 1 log entre chaque type d'eau log est adéquat. Pour les protozoaires par contre, les variations entre chaque type d'eau sont moins prononcées. Le tableau 6-1 présente une synthèse des valeurs moyennes pour la concentration de *Cryptosporidium*, *Giardia* et *E. coli* pour les installations de traitement de la région de Montréal en 2009. Pour obtenir les valeurs présentées au tableau pour la concentration des protozoaires pour les installations de Pointe-Claire, Dorval, Lachine et Pierrefonds, la méthode utilisée est la suivante : une valeur par défaut est associée à chacune des données d'*E. coli* pour 2009 et ensuite, la moyenne et l'écart-type sont calculés pour la totalité de ces valeurs par défaut. La classification actuelle de Santé Canada ne permet pas de distinguer les installations Atwater et Charles-J. Des Baillets des installations de Laval en ce qui concerne la concentration des protozoaires. L'installation Atwater est un cas atypique où la concentration d'*E. coli* augmente en été alors que la concentration de *Giardia* diminue. De plus, les valeurs par défaut pour la concentration des protozoaires à l'eau brute des installations de Pointe-Claire, Dorval, Lachine et Pierrefonds selon la classification de Santé Canada sont plus faibles que les valeurs mesurées pour les installations Charles-J. Des Baillets, Chomedey, Pont-Viau et Sainte-Rose.

Tableau 6-1 Synthèse des données microbiologiques à l'eau brute pour 2009

Installations	<i>Cryptosporidium</i> (oocystes/100L)	<i>Giardia</i> (kystes/100L)	<i>E. coli</i> (UFC/100L)
Atwater	1,0 (2)	4,5 (1)	28 900 (2)
Charles-J. Des Baillets	1,1 (2)	7,2 (2)	5 500 (1)
Chomedey	5,0 (2)	11 (2)	32 100 (2)
Pont-Viau	5,0 (2)	19 (2)	53 300 (2)
Sainte-Rose	6,4 (2)	38 (2)	158 600 (3)
Pointe-Claire	0,54	2,7	20 000 (2)
Dorval	0,77	3,9	26 700 (2)
Lachine	0,53	2,7	15 700 (2)
Pierrefonds	0,75	3,7	21 500 (2)

Classification de Santé Canada : (1) Protégé (2) légèrement impacté (3) moyennement impacté

La classification de Santé Canada a été appliquée aux valeurs mesurées des concentrations des microorganismes. Les valeurs de protozoaires pour Pointe-Claire, Dorval, Lachine et Pierrefonds sont des valeurs par défaut.

La méthode qui a été utilisée pour mesurer la concentration de *Cryptosporidium* et de *Giardia* à Atwater et Charles-J. Des Baillets est différente de celle utilisée à Laval. Ainsi, la comparaison entre ces données est biaisée. Comme il a été démontré à la section 3.7, la corrélation entre *E. coli* et les protozoaires est faible. Pour ces raisons, l'établissement d'une classification n'est pas simple. Le tableau 6-2 présente une proposition de classification des protozoaires pour les données de la région de Montréal en conservant le rapport *Giardia* : *Cryptosporidium* de 5 : 1 utilisé par Santé Canada. Précédemment, on a vu cependant que ce rapport variait selon l'eau brute. Les rapports *Giardia/Cryptosporidium* pour les installations Atwater, Charles-J. Des Baillets, Chomedey, Pont-Viau et Sainte-Rose ont été présentés au tableau 3-14 et sont respectivement de 3,4 ; 6,0 ; 2,0 ; 2,3 et 5,1. Pour Atwater, une décantation préférentielle de *Giardia* pourrait expliquer le rapport plus faible. Les rejets d'eau usée pourrait influencer le rapport *Giardia* : *Cryptosporidium* des eaux brutes des installations de Chomedey et de Pont-Viau. Différents facteurs peuvent donc influencer le rapport *Giardia* : *Cryptosporidium*.

Tableau 6-2 Proposition d'une classification des eaux brutes pour la région de Montréal

Types d'eau	<i>E. coli</i> (UFC/100mL)	<i>Giardia</i> (kystes/100L)	<i>Cryptosporidium</i> (oocystes/100L)
Protégé	< 10	< 7,5	< 1,5
Légèrement impacté	10 – 100	7,5 - 30	1,5 - 6
Modérément impacté	100 – 1 000	30 - 100	6 - 20
Fortement impacté	> 1 000	> 100	> 20

En terminant, mentionnons que pour les installations de Laval, la limite de détection pour la méthode de mesure des protozoaires est de 10 microorganismes par 100L. Dans le cadre de ce projet, une approche simple a été retenue : une valeur de 0 a été remplacée par une valeur correspondant à la moitié de la limite de détection. Ainsi, pour les installations de Chomedey et Pont-Viau, seules des valeurs de 0 ont été obtenues pour la concentration de *Cryptosporidium* à l'eau brute en 2009. Cela démontre l'importance du traitement des valeurs de 0. Pour bien traiter ces valeurs et le taux de récupération de la méthode de détection, il faut connaître le volume d'eau échantillonné. Schmidt et Emelko (2011) ont proposé une méthode afin de prendre en compte les incertitudes et la variabilité dans l'estimation de la concentration d'organismes pathogènes à l'eau brute. Il serait souhaitable que le modèle de Santé Canada puisse bénéficier de cette méthodologie car il est courant de devoir traiter une proportion importante de données sous la limite de détection.

6.3 Traitement

Pour *Cryptosporidium*, la réduction est obtenue principalement par le traitement physique d'où l'importance de bien évaluer son enlèvement physique. Pour *Giardia*, la réduction est obtenue par une combinaison du traitement physique et de la désinfection. Pour les bactéries et les rotavirus, la réduction est obtenue majoritairement par la désinfection.

6.3.1 Enlèvement physique

Avec les valeurs proposées par Santé Canada pour l'enlèvement physique, toutes les installations avec un traitement conventionnel sont identiques. Par contre, en pratique, on peut s'attendre à une variabilité entre les différentes installations. Or, celle-ci n'est pas considérée actuellement par l'approche de Santé Canada. Bien que l'utilisateur du modèle a la possibilité d'entrer une valeur

spécifique, il serait souhaitable que la variabilité spécifique à l'installation étudiée soit considérée. Par exemple, la turbidité de l'eau à la sortie des filtres est un indicateur de la performance de l'enlèvement physique. Cependant, l'enlèvement des bactéries sporulantes aérobies (BSA) serait une alternative encore meilleure pour estimer l'enlèvement de *Cryptosporidium*. Bien que l'enlèvement des BSA soit un bon substitut, il n'en reste pas moins que peu d'installations réalisent ces mesures. Au Québec, par exemple, on en dénombre une dizaine. La turbidité semble donc être un choix alternatif qu'il est difficile de négliger. Le Guide de Conception du Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs propose d'ailleurs déjà une relation entre la turbidité de l'eau filtrée et la performance de la filtration. Cependant, cette relation est essentiellement applicable aux parasites. Des recherches additionnelles devraient être menées afin de déterminer si une telle relation peut aussi être obtenue pour des bactéries telles que *Campylobacter* et *E. coli*.

6.3.2 Désinfection

Comme mentionné précédemment, la méthode de calcul du CT selon Santé Canada ne tient pas compte de l'efficacité hydraulique. L'utilisation de la méthode IDDF permet d'évaluer l'impact de l'efficacité hydraulique sur l'inactivation. Étant donné la faible inactivation pour *Cryptosporidium*, l'utilisation de la méthode IDDF n'a pas ou très peu d'influence. Bien que l'utilisation de valeurs maximales pour l'inactivation diminue l'impact entre la méthode de Santé Canada et la méthode IDDF pour les bactéries, il reste que des différences importantes ont été observées pour les rotavirus et *Giardia* (tableau 5-11). C'est principalement le risque associé à *Giardia* qui est affecté par le calcul IDDF. Il faut noter que *Giardia* est un microorganisme pathogène très commun et que les installations de traitement se fient sur la performance de la désinfection pour réduire le risque. Il vaut donc mieux bien estimer l'inactivation même si cela exige un effort accru.

Le calcul de l'inactivation est spécifique pour chaque installation. Pour certaines installations, ce calcul est plus complexe. En général, le calcul de l'inactivation par l'ozone est plus complexe que celui pour l'inactivation par le chlore. Il serait donc souhaitable d'établir des recommandations sur la méthodologie à suivre pour mener des calculs de CT dans des contacteurs d'ozonation.

6.4 Impact des bris de performance

Le modèle QMRA de Santé Canada permet d'évaluer l'impact des bris de performance sur le risque. Il est possible pour l'utilisateur de calculer le risque en ajoutant graduellement les différents traitements afin d'observer l'évolution du risque. Cela a été réalisé pour les différentes installations de traitement étudiées (section 5.2.2). Pour l'installation Pierrefonds, l'ozonation a été arrêtée pendant 3 mois en 2009. En réalisant une analyse sur une base mensuelle, il est possible d'évaluer l'impact de cet arrêt sur le risque. L'exemple pour l'installation de Pierrefonds est présenté à l'annexe 16. L'impact de l'arrêt de l'ozonation est particulièrement important pour les bactéries et les rotavirus. Essayer différents scénarios permet de déterminer quelles étapes sont les plus critiques pour chacun des microorganismes.

6.5 Quantification du risque microbiologique

Une infection est définie comme la présence de microorganismes dans les fèces. Le concept du risque d'infection provient des études cliniques où les volontaires sont étroitement suivis. Dans la population, ce sont les cas de maladies (présence de symptômes) qui sont rapportés. Les effets sur la santé des différents microorganismes sont variés. Contrairement au risque d'infection ou le risque de maladie, le DALY permet de tenir compte des différents effets possibles de la maladie sur la santé. Le DALY permet également de comparer les risques microbiologiques, chimiques et radiologiques. Le DALY est un concept global intégrant tous les effets possibles d'une maladie mais qui est abstrait. Au contraire, l'infection est un concept clair et qui est facile à comprendre. L'avantage du concept de DALY correspond au désavantage du concept d'infection et vice versa. En tenant compte des personnes qui vont utiliser le modèle, les concepts d'infection et de maladie seraient à favoriser. Le modèle QMRA de Santé Canada présente l'avantage de calculer le risque selon ces 3 concepts.

CONCLUSION

Trois grands thèmes ont été abordés dans le cadre de ce projet : caractérisation de la qualité microbiologique des eaux brutes, évaluation de la performance des procédés de traitement et l'application du modèle QMRA de Santé Canada. Dans le cadre de ce projet, l'objectif général était d'évaluer l'applicabilité du modèle QMRA de Santé Canada.

Une saisonnalité est observée pour la concentration des coliformes thermotolérants - *E. coli* à l'eau brute. La contamination par coliformes thermotolérants - *E. coli* est plus faible durant la période estivale pour toutes les installations à l'exception de l'installation Atwater où une élévation est observée qui est possiblement causée par le canal de l'aqueduc. Pour une installation de traitement donnée, l'étendue des données pour la concentration de coliformes thermotolérants - *E. coli* varie sur 2 à 3 ordres de grandeur et ce, indépendamment du niveau de contamination moyen des eaux. Une différence de 1 à 2 log au niveau de la concentration moyenne de coliformes thermotolérants - *E. coli* est observée entre les différentes installations de traitement d'eau potable. L'analyse des données a montré qu'en général les données des concentrations des microorganismes à l'eau brute au-dessus de la limite de détection suivent une distribution log-normale à l'exception des données de concentrations élevées de coliformes thermotolérants pour Atwater.

Le modèle QMRA de Santé Canada propose une classification des eaux brutes pour les 5 microorganismes retenus. Cette approche est très utile puisque les installations ne réalisent pas des mesures pour chaque microorganisme retenu par le modèle. Dans la région de Montréal, seules les installations Atwater, Charles-J. Des Bailleurs, Chomedey, Pont-Viau et Sainte-Rose font des mesures de protozoaires. Aucune des installations de la région de Montréal réalisent des mesures pour les rotavirus ou *Campylobacter*. Ainsi, pouvoir estimer la concentration de ces microorganismes sur la base de la concentration d'*E. coli* s'avère nécessaire.

Une analyse avec un grand nombre de données montre qu'en général la concentration de protozoaires est élevée lorsque celle des coliformes thermotolérants - *E. coli* est élevée. Par contre, une analyse effectuée sur une base mensuelle montre que le pouvoir de prédiction des concentrations de protozoaires à partir de la concentration de coliformes thermotolérants - *E. coli* est faible.

Les valeurs proposées par le modèle pour l'enlèvement physique ont été utilisées. Selon Santé Canada, les installations de la région de Montréal sont séparées en deux classes soient les installations sans coagulation (Atwater et Charles-J. Des Bailleurs) et les installations avec coagulation-floculation-décantation (autres installations). Il n'y a aucune distinction supplémentaire entre les différentes installations selon Santé Canada. Le modèle aurait avantage à incorporer un paramètre plus spécifique à l'installation tel que la turbidité pour l'évaluation de l'enlèvement physique.

Les inactivations calculées par la méthode IDDF et Santé Canada sont similaires pour *Cryptosporidium*, les bactéries et les virus mais très différentes pour *Giardia*. Dans le cas d'un microorganisme très résistant comme *Cryptosporidium*, les inactivations calculées sont très faibles. Or, l'impact de l'hydraulique se manifeste lorsque les inactivations sont plus élevées. Comme les inactivations pour *Giardia* sont nettement supérieures à celles de *Cryptosporidium*, l'impact de l'hydraulique est observé. Dans le cas des bactéries et des virus, un effet plus prononcé était attendu, mais les inactivations calculées par les deux méthodes sont si importantes qu'elles atteignent les limites maximales posées par le modèle de Santé Canada.

En général, toutes les installations de traitement atteignent l'objectif de 10^{-6} DALY/personne par année à l'exception des installations Atwater Charles-J. Des Bailleurs pour lesquelles le risque associé à *Cryptosporidium* est supérieur à l'objectif visé. Néanmoins, ces 2 installations vont rencontrer l'objectif grâce à l'ajout incessant des UV. Entre les différentes installations, des écarts de plusieurs ordres de grandeur sont observés au niveau des risques associés à *Giardia* (10 ordres de grandeur), les bactéries (10 ordres de grandeur) et les virus (6 ordres de grandeur).

L'utilisation de la méthode IDDF affecte plus particulièrement le risque associé à *Giardia*. Comme attendu, l'impact de l'utilisation de la méthode IDDF est plus important pour les installations où l'efficacité hydraulique est plus faible. Le modèle QMRA de Santé Canada offre la possibilité à l'utilisateur d'essayer divers scénarios.

Étant simple et facile à utiliser, le modèle QMRA de Santé Canada a le potentiel d'être utilisé par les exploitants d'installation de traitement d'eau potable. Toutefois, des modifications au modèle seraient à considérer au niveau des modèles dose-réponse, du traitement des données microbiologiques à l'eau brute (valeurs de 0), de l'enlèvement physique et de la méthode de calcul du CT. Pour être utilisé par les exploitants et opérateurs des installations de traitement, le

modèle se doit d'être relativement simple, facile à utiliser et à comprendre. Le modèle ne vise pas à estimer le taux de morbidité au sein d'une population, mais permet plutôt de mieux comprendre l'impact d'une variation de la concentration de microorganismes à l'eau brute ou la défaillance d'un procédé sur la qualité de l'eau produite et d'évaluer si le traitement est suffisant pour l'atteinte de l'objectif sanitaire visé. L'application du QMRA pourrait motiver les installations à mieux caractériser l'eau brute et la performance des procédés de traitement et permettrait aussi de lier l'opérateur à la santé publique.

BIBLIOGRAPHIE

- Adam, R. D. (1991). The biology of *Giardia* spp. *Microbiological Reviews*, 55(4), 706-732.
- Adam, R. D. (2001). Biology of *Giardia lamblia*. *Clinical Microbiology Reviews*, 14(3), 447-475.
- Alderisio, K. A., & DeLuca, N. (1999). Seasonal enumeration of fecal coliform bacteria from the feces of ring-billed gulls (*Larus delawarensis*) and Canada geese (*Branta canadensis*). *Applied and Environmental Microbiology*, 65(12), 5628-5630.
- American Society of Agricultural Engineers (ASAE). (2003). Manure production and characteristics (pp. 4).
- Atherholt, T. B., LeChevallier, M. W., Norton, W. D., & Rosen, J. S. (1998). Effect of rainfall on *Giardia* and *Cryptosporidium*. *Journal of the American Water Works Association*, 90, 66-80.
- Barbeau, B., Payment, P., Coallier, J., Prévost, M., & Clément, B. (2000, November 5-9, 2000). *Evaluating the risk of infection from the presence of Giardia and Cryptosporidium in drinking water*. Paper presented at the American Water Works Association-Water Quality Technology Conference Salt Lake City, Utah, USA.
- Black, R. E., Levine, M. M., Clements, M. L., Hughes, T. P., & Blaser, M. J. (1988). Experimental *Campylobacter jejuni* infection in humans. *The Journal of Infectious Diseases*, 157(3), 472-479.
- Brasseur, G. (2011). *Clinique vétérinaire Brasseur: dictionnaire du pigeon voyageur*.
- Caprioli, A., Morabito, S., Brugère, H., & Oswald, E. (2005). Enterohaemorrhagic *Escherichia coli*: emerging issues on virulence and modes of transmission. *Veterinary Research*, 36(3), 289-311.
- Carlson, K., Pier, D., Bellamy, W., Carlson, M., Ducoste, J., Amy, G., et al. (2001). *Implementation of the integrated disinfection design framework* (No. 90848). Denver, Colorado, USA: American Water Works Association Research Foundation and American Water Works Association.
- Carrière, A., & Barbeau, B. (2003). *Impacts of level fluctuations in the St. Lawrence River on water treatment plant operation*. Québec, Canada: Chaire industrielle CRSNG en eau Potable, École Polytechnique de Montréal.
- Chappell, C. L., Okhuysen, P. C., Langer-Curry, R., Widmer, G., Akiyoshi, D. E., Tanriverdi, S., et al. (2006). *Cryptosporidium hominis*: experimental challenge of healthy adults. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 75(5), 851-857.
- Chappell, C. L., Okhuysen, P. C., Sterling, C. R., Wang, C., Jakubowski, W., & Dupont, H. L. (1999). Infectivity of *Cryptosporidium parvum* in healthy adults with pre-existing anti-*C. Parvum* serum immunoglobulin G. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 60(1), 157-164.
- Chauret, C., Armstrong, N., Fisher, J., Sharma, R., Springthorpe, S., & Sattar, S. (1995). Correlating *Cryptosporidium* and *Giardia* with microbial indicators. *Journal of the American Water Works Association*, 87(11), 76-84.

- Dasti, J. I., Tareen, A. M., Lugert, R., Zautner, A. E., & Groß, U. (2010). *Campylobacter jejuni*: a brief overview on pathogenicity-associated factors and disease-mediating mechanisms. *International Journal of Medical Microbiology*, 300(4), 205-211.
- Dechesne, M., & Soyeux, E. (2007). Assessment of source water pathogen contamination. *Journal of Water and Health*, 5(Suppl. 1), 39-50.
- Dorner, S. M., Anderson, W. B., Gaulin, T., Candon, H. L., Slawson, R. M., Payment, P., et al. (2007). Pathogen and indicator variability in a heavily impacted watershed. *Journal of Water and Health*, 5(2), 241-257.
- DuPont, H. L., Chappell, C. L., Sterling, C. R., Okhuysen, P. C., Rose, J. B., & Jakubowski, W. (1995). The infectivity of *Cryptosporidium parvum* in healthy volunteers. *The New England Journal of Medicine*, 332(13), 855-859.
- El Baz, G. (2002). *Développement d'un modèle de calcul de la performance des unités de désinfection (application aux usines Chomedey et DesBaillets) (Maîtrise)*. Unpublished Maîtrise ès sciences appliquées (M.Sc.A.), Génies Civil, Géologique et des Mines, École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada.
- Evans, M. R., Roberts, R. J., Ribeiro, C. D., Gardner, D., & Kembrey, D. (1996). A milk-borne campylobacter outbreak following an educational farm visit. *Epidemiology and Infection*, 117(3), 457-462.
- Fremaux, B., Prigent-Combaret, C., & Vernozy-Rozand, C. (2008). Long-term survival of Shiga toxin-producing *Escherichia coli* in cattle effluents and environment: an updated review. *Veterinary Microbiology*, 132(1-2), 1-18.
- Gerba, C. P., Rose, J. B., Haas, C. N., & Crabtree, K. D. (1996). Waterborne rotavirus: a risk assessment. *Water Research*, 30(12), 2929-2940.
- Gerba, C. P., Rose, J. B., Singh, S. N., & Farrah, S. R. (1985). Waterborne gastroenteritis and viral hepatitis. *Critical Reviews in Environmental Control*, 15(3), 213-236.
- Gould, D. J., & Fletcher, M. R. (1978). Gull droppings and their effects on water quality. *Water Research*, 12(9), 665-672.
- Haas, C. N. (1983). Estimation of risk due to low doses of microorganisms: a comparison of alternative methodologies. *American Journal of Epidemiology*, 118(4), 573-582.
- Haas, C. N., Rose, J. B., Gerba, C., & Regli, S. (1993). Risk assessment of virus in drinking water. *Risk Analysis*, 13(5), 545-552.
- Haas, C. N., Rose, J. B., & Gerba, C. P. (1999). *Quantitative microbial risk assessment*. New York, USA: John Wiley and Sons, Inc.
- Hamilton, W. P., Kim, M. I., & Thackston, E. L. (2005). Comparison of commercially available *Escherichia coli* enumeration tests: implications for attaining water quality standards. *Water Research*, 39(20), 4869-4878.
- Hartnett, E., McFadyen, S., Douglas, I., Robertson, W., & Paoli, G. (2007, November 4-8, 2007). *Quantitative microbiological risk assessment; new tools to assess and manage risks from pathogens in drinking water*. Paper presented at the American Water Works Association-Water Quality Technology Conference Charlotte, North Carolina, USA.

- Havelaar, A. H., & Melse, J. M. (2003). *Quantifying public health risk in the WHO guidelines for drinking-water quality: a burden of disease approach* (No. RIVM 734301022): World Health Organization (WHO).
- Havelaar, A. H., van Pelt, W., Ang, C. W., Wagenaar, J. A., van Putten, J. P. M., Gross, U., et al. (2009). Immunity to *Campylobacter*: its role in risk assessment and epidemiology. *Critical Reviews in Microbiology*, 35(1), 1-22.
- Health Canada. (2011). *Enteric protozoa: Giardia and Cryptosporidium*. Ottawa, Ontario, Canada: Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water.
- Hörman, A., Rimhanen-Finne, R., Maunula, L., von Bonsdorff, C.-H., Torvela, N., Heikinheimo, A., et al. (2004). *Campylobacter* spp., *Giardia* spp., *Cryptosporidium* spp., Noroviruses, and Indicator Organisms in Surface Water in Southwestern Finland, 2000-2001. *Applied and Environmental Microbiology*, 70(1), 87-95.
- Hrady, D. B. (1987). Epidemiology of rotaviral infection in adults. *Reviews of Infectious Diseases*, 9(3), 461-469.
- Hrudey, S. E., & Hrudey, E. J. (2004). *Safe drinking water. Lessons from recent outbreaks in affluent nations*. London, United Kingdom: International Water Association Publishing.
- Huang, J. L., Xu, H. Y., Bao, G. Y., Zhou, X. H., Ji, D. J., Zhang, G., et al. (2009). Epidemiological surveillance of *Campylobacter jejuni* in chicken, dairy cattle and diarrhoea patients. *Epidemiology and Infection*, 137(8), 1111-1120.
- Hunter, P. R. (2003). Drinking water and diarrhoeal disease due to *Escherichia coli*. *Journal of Water and Health*, 1(2), 65-72.
- Hussong, D., Damare, J. M., Limpert, R. J., Sladen, W. J., Weiner, R. M., & Colwell, R. R. (1979). Microbial impact of Canada geese (*Branta canadensis*) and whistling swans (*Cygnus columbianus columbianus*) on aquatic ecosystems. *Applied and Environmental Microbiology*, 37(1), 14-20.
- Jirků, M., Valigurová, A., Koudela, B., Křížek, J., Modry, D., & Slapeta, J. (2008). New species of *Cryptosporidium* Tyzzer, 1907 (Apicomplexa) from amphibian host: morphology, biology and phylogeny. *Folia Parasitologica*, 55, 81-94.
- Korich, D. G., Mead, J. R., Madore, M. S., Sinclair, N. A., & Sterling, C. R. (1990). Effects of ozone, chlorine dioxide, chlorine, and monochloramine on *Cryptosporidium parvum* oocyst viability. *Applied and Environmental Microbiology*, 56(5), 1423-1428.
- Lalancette, C., Di Giovanni, G. D., & Prévost, M. (2010). Improved risk analysis by dual direct detection of total and infectious *Cryptosporidium* oocysts on cell culture in combination with immunofluorescent assay. *Applied and Environmental Microbiology*, 76(2), 566-577.
- Levesque, B., Brousseau, P., Bernier, F., Dewailly, E., & Joly, J. (2000). Study of the bacterial content of ring-billed gull droppings in relation to recreational water quality. *Water Research*, 34(4), 1089-1096.
- Levine, N. D., Corliss, J. O., Cox, F. E. G., Deroux, G., Grain, J., Honigberg, B. M., et al. (1980). A newly revised classification of the protozoa. *Journal of Eukaryotic Microbiology*, 27(1), 37-58.

- Macler, B. A., & Regli, S. (1993). Use of microbial risk assessment in setting US drinking water standards. *International Journal of Food Microbiology*, 18(4), 245-256.
- Maier, R. M., Gerba, C. P., & Pepper, I. L. (2009). *Environmental microbiology (Second Edition)*: Academic Press.
- Maier, R. M., Pepper, I. L., & Gerba, C. P. (2000). *Environmental microbiology (First Edition)*. San Diego, California, USA: Academic Press.
- Marshall, M. M., Naumovitz, D., Ortega, Y., & Sterling, C. R. (1997). Waterborne protozoan pathogens. *Clinical Microbiology Reviews*, 10(1), 67-85.
- Matthijnsens, J., Ciarlet, M., McDonald, S. M., Attoui, H., Bányai, K., Brister, J. R., et al. (2011). Uniformity of rotavirus strain nomenclature proposed by the Rotavirus Classification Working Group (RCWG). *Archives of Virology*, 156(8), 1397-1413.
- McLauchlin, J., Amar, C., Pedraza-Diaz, S., & Nichols, G. L. (2000). Molecular epidemiological analysis of *Cryptosporidium* spp. in the United Kingdom: results of genotyping *Cryptosporidium* spp. in 1,705 fecal samples from humans and 105 fecal samples from livestock animals. *Journal of Clinical Microbiology*, 38(11), 3984-3990.
- Medema, G., & Ashbolt, N. (2006). *QMRA: its value for risk management: Microrisk*.
- Medema, G. J., Bahar, M., & Schets, F. M. (1997). Survival of *Cryptosporidium parvum*, *Escherichia coli*, faecal enterococci and *Clostridium perfringens* in river water: influence of temperature and autochthonous microorganisms. *Water Science and Technology*, 35(11-12), 249-252.
- Medema, G. J., Teunis, P. F. M., Havelaar, A. H., & Haas, C. N. (1996). Assessment of the dose-response relationship of *Campylobacter jejuni*. *International Journal of Food Microbiology*, 30(1-2), 101-111.
- Messner, M. J., Chappell, C. T., & Okhuysen, P. C. (2001). Risk assessment for *Cryptosporidium*: a hierarchical Bayesian analysis of human dose response data. *Water Research*, 35(16), 3934-3940.
- Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). (2006). *Guide de conception des installations de protection d'eau potable (Volume 1)*. Canada: Gouvernement du Québec.
- Moore, J. E., Corcoran, D., Dooley, J. S. G., Fanning, S., Lucey, B., Matsuda, M., et al. (2005). *Campylobacter*. *Veterinary Research*, 36(3), 351-382.
- Mukherjee, A., & Chawla-Sarkar, M. (2011). Rotavirus infection: a perspective on epidemiology, genomic diversity and vaccine strategies. *Indian Journal of Virology*, 22(1), 11-23.
- Nataro, J. P., & Kaper, J. B. (1998). Diarrheagenic *Escherichia coli*. *Clinical Microbiology Reviews*, 11(1), 142-201.
- O'Donoghue, P. J. (1995). *Cryptosporidium* and *Cryptosporidiosis* in man and animals. *International Journal for Parasitology*, 25(2), 139-195.
- Okhuysen, P. C., Chappell, C. L., Crabb, J. H., Sterling, C. R., & DuPont, H. L. (1999). Virulence of three distinct *Cryptosporidium parvum* isolates for healthy adults. *The Journal of Infectious Diseases*, 180(4), 1275-1281.

- Okhuysen, P. C., Chappell, C. L., Sterling, C. R., Jakubowski, W., & DuPont, H. L. (1998). Susceptibility and serologic response of healthy adults to reinfection with *Cryptosporidium parvum*. *Journal of Infection and Immunity*, 66(2), 441-443.
- Oshiro, R., & Fujioka, R. (1995). Sand, soil, and pigeon droppings - sources of indicator bacteria in the waters of Hanauma Bay, Oahu, Hawaii. *Water Science and Technology*, 31(5-6), 251-254.
- Payment, P. (2003). *Enlèvement des microorganismes pathogènes et des bactéries indicatrices par les stations de traitement des eaux usées municipales situées sur la rivière des Mille îles* (No. 3336.11.00.01): Ministère de l'Environnement du Québec. Programme d'aide à la recherche et au développement en environnement (PARDE).
- Payment, P., Berte, A., Prévost, M., Ménard, B., & Barbeau, B. (2000). Occurrence of pathogenic microorganisms in the Saint Lawrence River (Canada) and comparison of health risks for populations using it as their source of drinking water. *Canadian Journal of Microbiology*, 46(6), 565-576.
- Payment, P., & Locas, A. (2011). Pathogens in water: value and limits of correlation with microbial indicators. *Ground Water*, 49(1), 4-11.
- Petterson, S., Signor, R., Ashbolt, N., & Roser, D. (2006). *QMRA methodology*: Microrisk.
- Pond, K., Rueedi, J., & Pedley, S. (2004). *Pathogens in drinking water sources*: Microrisk.
- Prescott, L. M., Harley, J. P., & Klein, D. A. (2003). *Microbiologie (2^e Édition Française)*. Bruxelles, Belgique: Édition de Boeck and Larcier.
- Ramirez, N. E., Ward, L. A., & Sreevatsan, S. (2004). A review of the biology and epidemiology of cryptosporidiosis in humans and animals. *Microbes and Infection*, 6(8), 773-785.
- Regli, S., Rose, J. B., Haas, C. N., & Gerba, C. P. (1991). Modeling the risk from *Giardia* and viruses in drinking water. *Journal of the American Water Works Association*, 83(11), 76-84.
- Rendtorff, R. C. (1954). The experimental transmission of human intestinal protozoan parasites. II. *Giardia lamblia* cysts given in capsules. *American Journal of Epidemiology*, 59(2), 209-220.
- Rose, J. B., Darbin, H., & Gerba, C. P. (1988). Correlations of the protozoa, *Cryptosporidium* and *Giardia*, with water quality variables in a watershed. *Water Science and Technology*, 20(11/12), 271-276.
- Rose, J. B., Gerba, C. P., & Jakubowski, W. (1991). Survey of potable water supplies for *Cryptosporidium* and *Giardia*. *Environmental Science and Technology*, 25(8), 1393-1400.
- Rose, J. B., Haas, C. N., & Regli, S. (1991). Risk assessment and control of waterborne Giardiasis. *American Journal of Public Health*, 81(6), 709-713.
- Rossignol, J.-F. (2010). *Cryptosporidium* and *Giardia*: treatment options and prospects for new drugs. *Experimental Parasitology*, 124(1), 45-53.
- Santé Canada. (2011). *Protozoaires entériques: Giardia et Cryptosporidium*. Ottawa, Ontario, Canada: Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable.

- Schmidt, P. J., & Emelko, M. B. (2011). QMRA and decision-making: Are we handling measurement errors associated with pathogen concentration data correctly? *Water Research*, 45, 427-438.
- Schoeb, M.-È., & Millette, R. (2009). *Hypothèses de base et démarche pour le calcul des crédits d'inactivation des virus et parasites pour les usines Atwater et Charles-J. Des Bailleurs*: Ville de Montréal.
- Sinclair, M. I. (2005). *Strategic review of waterborne viruses*. Salisbury South Australia: The Cooperative Research Centre for Water Quality and Treatment.
- Smeets, P. W. M. H., Dullemont, Y. J., Van Gelder, P. H. A. M., van Dijk, J. C., & Medema, G. J. (2008). Improved methods for modelling drinking water treatment in quantitative microbial risk assessment; a case study of *Campylobacter* reduction by filtration and ozonation. *Journal of Water and Health*, 6(3), 301-314.
- Smeets, P. W. M. H., Rietveld, L. C., van Dijk, J. C., & Medema, G. J. (2010). Practical applications of quantitative microbial risk assessment (QMRA) for water safety plans. *Water Science and Technology*, 61(6), 1561-1568.
- Smith, J. L. (1995). Arthritis, Guillain-Barré syndrome, and other sequelae of *Campylobacter jejuni* enteritis. *Journal of Food Protection*, 58(10), 1153-1170.
- Soller, J. A., Schoen, M. E., Bartrand, T., Ravenscroft, J. E., & Ashbolt, N. J. (2010). Estimated human health risks from exposure to recreational waters impacted by human and non-human sources of faecal contamination. *Water Research*, 44(16), 4674-4691.
- Strachan, N. J. C., Doyle, M. P., Kasuga, F., Rotariu, O., & Ogden, I. D. (2005). Dose response modelling of *Escherichia coli* O157 incorporating data from foodborne and environmental outbreaks. *International Journal of Food Microbiology*, 103(1), 35-47.
- Sunderland, D., Graczyk, T. K., Tamang, L., & Breysse, P. N. (2007). Impact of bathers on levels of *Cryptosporidium parvum* oocysts and *Giardia lamblia* cysts in recreational beach waters. *Water Research*, 41, 3483-3489.
- Tallon, P., Magajna, B., Lofranco, C., & Leung, K. T. (2005). Microbial indicators of faecal contamination in water: a current perspective. *Water, Air, and Soil Pollution*, 166(1-4), 139-166.
- Teunis, P., Takumi, K., & Shinagawa, K. (2004). Dose response for infection by *Escherichia coli* O157:H7 from outbreak data. *Risk Analysis*, 24(2), 401-407.
- Teunis, P. F. M., Chappell, C. L., & Okhuysen, P. C. (2002). *Cryptosporidium* dose response studies: variation between isolates. *Risk Analysis*, 22(1), 175-183.
- Teunis, P. F. M., Nagelkerke, N. J. D., & Haas, C. N. (1999). Dose response models for infectious gastroenteritis. *Risk Analysis*, 19(6), 1251-1260.
- Teunis, P. F. M., Ogden, I. D., & Strachan, N. J. C. (2008). Hierarchical dose response of *E. coli* O157: H7 from human outbreaks incorporating heterogeneity in exposure. *Epidemiology and Infection*, 136(6), 761-770.
- Teunis, P. F. M., Van den Brandhof, W., Nauta, M., Wagenaar, J., Van den Kerkhof, H., & Van Pelt, W. (2005). A reconsideration of the *Campylobacter* dose-response relation. *Epidemiology and Infection*, 133(4), 583-592.

- Teunis, P. F. M., van der Heijden, O. G., van der Giessen, J. W. B., & Havelaar, A. H. (1996). *The dose response relation in human volunteers for gastro-intestinal pathogens*. Bilthoven, The Netherlands: National Institute of Public Health and the Environment (RIVM).
- Thomas, C., Gibson, H., Hill, D. J., & Mabey, M. (1999). Campylobacter epidemiology: an aquatic perspective. *Journal of Applied Microbiology*, 85(S1), 168S-177S.
- Thompson, R. C. A. (2004). The zoonotic significance and molecular epidemiology of Giardia and giardiasis. *Veterinary Parasitology*, 126(1-2), 15-35.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (1991). *Guidance manual for compliance with the filtration and disinfection requirements for public water systems using surface water sources* (No. EPA 815-R-99-014). Washington, DC, USA.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2006). *Long term 2 - Enhanced surface water treatment rule (Final rule)*. Washington, DC, USA: Office of Water.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2010a). *ProUCL version 4.00.05 - Technical guide (Draft)* (No. EPA-600-R-07/041). Washington, DC, USA: Office of Research and Development.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2010b). *ProUCL version 4.00.05 - User guide (Draft)* (No. EPA/600/R-07/038). Washington, DC, USA: Office of Research and Development.
- van den Brandhof, W., Wagenaar, J., & van den Kerkhof, H. (2003). An outbreak of campylobacteriosis after drinking unpasteurized milk. *International Journal of Medical Microbiology*, 293, 142.
- Ward, R. L., Bernstein, D. I., Young, E. C., Sherwood, J. R., Knowlton, D. R., & Schiff, G. M. (1986). Human rotavirus studies in volunteers: determination of infectious dose and serological response to infection. *The Journal of Infectious Diseases*, 154(5), 871-880.
- World Health Organization (WHO). (2006a). Microbial aspects (Chapter 7) *Guidelines for drinking water-quality, Third Edition (Volume 1). Recommendations* (pp. 121-144). Geneva, Switzerland.
- World Health Organization (WHO). (2006b). Microbial fact sheets (Chapter 11) *Guidelines for drinking water-quality, Third Edition (Volume 1). Recommendations* (pp. 221-295). Geneva, Switzerland.
- World Health Organization (WHO). (2009). *Risk assessment of Cryptosporidium in drinking water* (No. WHO/HSE/WSH/09.04). Geneva, Switzerland: Public Health and Environment, Water, Sanitation, Hygiene and Health.
- Wu, J., Long, S. C., Das, D., & Dorner, S. M. (2011). Are microbial indicators and pathogens correlated? A statistical analysis of 40 years of research. *Journal of Water and Health*, 09(2), 265-278.
- Xiao, L., & Fayer, R. (2008). Molecular characterisation of species and genotypes of Cryptosporidium and Giardia and assessment of zoonotic transmission. *International Journal for Parasitology*, 38(11), 1239-1255.

- Yagow, G. (2001). *Fecal coliform TMDL mountain run watershed Culpeper County, Virginia*: Virginia Department of Environmental Quality, Virginia Department of Conservation and Recreation.
- Zhang, S., Chen, T.-H., Wang, J., Dong, C., Pan, J., Moe, C., et al. (2011). Symptomatic and asymptomatic infections of rotavirus, norovirus, and adenovirus among hospitalized children in Xi'an, China. *Journal of Medical Virology*, 83(8), 1476-1484.

ANNEXE 1 – GUIDE DE CONCEPTION : CRÉDITS D'ENLÈVEMENT ET ÉQUATIONS POUR LE CALCUL DE L'INACTIVATION

Crédits d'enlèvement des oocystes de *Cryptosporidium* obtenus par les traitements de filtration

Traitement	Turbidité à l'eau filtrée (95 ^{ième} centile)				
	≤ 0,15 UTN ³	≤ 0,15 UTN ⁴	0,15-0,30 UTN ⁵	0,31-0,50 UTN ⁵	0,51-1,0 UTN ⁵
Filtration directe ¹	3,0 log	2,5 log	2,0 log	1,5 log	0,0 log
Traitement conventionnel ²	3,0 log	2,5 log	2,0 log	1,5 log	0,0 log
Filtration lente	2,0 log	2,0 log	2,0 log	2,0 log	2,0 log
Filtration sur terre diatomée	2,0 log	2,0 log	2,0 log	2,0 log	2,0 log

Crédits d'enlèvement des kystes de *Giardia* obtenus par les traitements de filtration

Traitement	Turbidité à l'eau filtrée (95 ^{ième} centile)				
	≤ 0,15 UTN ³	≤ 0,15 UTN ⁴	0,15-0,30 UTN ⁵	0,31-0,50 UTN ⁵	0,51-1,0 UTN ⁵
Filtration directe ¹	3,0 log	2,5 log	2,0 log	1,5 log	0,0 log
Traitement conventionnel ²	3,5 log	3,0 log	2,5 log	2,0 log	0,0 log
Filtration lente	2,0 log	2,0 log	2,0 log	2,0 log	2,0 log
Filtration sur terre diatomée	2,0 log	2,0 log	2,0 log	2,0 log	2,0 log

Crédits d'enlèvement des virus obtenus par les traitements de filtration

Traitement	Turbidité à l'eau filtrée (95 ^{ième} centile)				
	≤ 0,15 UTN ³	≤ 0,15 UTN ⁴	0,15-0,30 UTN ⁵	0,31-0,50 UTN ⁵	0,51-1,0 UTN ⁵
Filtration directe ¹	1,0 log	1,0 log	1,0 log	1,0 log	0,0 log
Traitement conventionnel ²	2,0 log	2,0 log	2,0 log	2,0 log	0,0 log
Filtration lente	2,0 log	2,0 log	2,0 log	2,0 log	2,0 log
Filtration sur terre diatomée	1,0 log	1,0 log	1,0 log	1,0 log	1,0 log

1 : Incluant une coagulation avec ou sans floculation préalable.

2 : Incluant coagulation, floculation, décantation et filtration

3 : Basés sur un minimum d'une mesure de turbidité aux 15 minutes pour une période d'un mois sur l'eau filtrée par chacun des filtres.

4 : Basés sur un minimum d'une mesure de turbidité aux 4 heures pour une période d'un mois sur l'eau filtrée combinée.

5 : Basés sur un minimum d'une mesure de turbidité aux 4 heures pour une période d'un mois sur l'eau filtrée par chacun des filtres.

Désinfectant	Inactivation de <i>Cryptosporidium</i> (log)
Monochloramines	$I = 0$
Chlore libre	$I = 0$
Ozone	$I = 0,035 \times CT_{\text{disponible}} \times 1,10^{\text{temp}}$
Bioxyde de chlore	$I = 0,00182 \times CT_{\text{disponible}} \times 1,09^{\text{temp}}$

Désinfectant	Inactivation de <i>Giardia</i> (log)
Monochloramines	$I = \frac{CT_{\text{disponible}}}{(858,5 - (24,3 \times \text{temp}))}$
Chlore libre	$I = \frac{CT_{\text{disponible}}}{(0,2828 \times \text{pH}^{2,69} \times (\text{Cl}_2)^{0,15} \times 0,933^{(\text{temp}-5)})}$
Ozone	$I = \frac{[CT_{\text{disponible}} \times e^{(0,072 \times \text{temp})}] - 0,01}{0,98}$
Bioxyde de chlore	$I = \frac{[CT_{\text{disponible}} \times \text{temp}^{0,49}] + 0,18}{23,85}$

Désinfectant	Inactivation des virus (log)
Monochloramines	$I = \frac{[CT_{\text{disponible}} \times e^{(0,071 \times \text{temp})}] + 410,7}{849,5}$
Chlore libre	$I = \frac{[CT_{\text{disponible}} \times e^{(0,071 \times \text{temp})}] - 0,42}{2,94}$
Ozone	$I = \frac{[CT_{\text{disponible}} \times e^{(0,068 \times \text{temp})}] - 0,01}{0,47}$
Bioxyde de chlore	$I = \frac{[CT_{\text{disponible}} \times e^{(0,072 \times \text{temp})}] + 35,15}{21,5}$

Source	Type d'eau	Dose (mJ/cm ²)	
		Parasites : 3 log Virus : 2 log	Parasites : 3 log Virus : 4 log
Eau de surface	Eau filtrée	40	80
	Eau non filtrée	60	120
Eau souterraine	Vulnérable ou avec un historique de contamination fécale	Non requis	80

ANNEXE 2 – INFORMATIONS COMPLÉMENTAIRES SUR LE MODÈLE QMRA DE SANTÉ CANADA

Tableau A.2-1 Écart-types pour les différents procédés d'enlèvement physique

Procédés	Écart-types				
	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	Rotavirus	<i>Campylobacter</i>	<i>E. coli</i>
Coagulation seulement (en ligne)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Coagulation, floculation (directe)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Coagulation - floculation - décantation	0,94	0,94	0,97	0,95	0,95
Filtration granulaire rapide (sans coag)	0,71	0,94	0,78	0,29	0,29
Filtration granulaire rapide (coag en ligne/filt directe)	1,33	1,08	0,47	0,44	0,44
Filtration granulaire rapide (coag-floc-déc)	1,27	1,07	0,70	0,38	0,38
Filtration sable lent	1,32	0,97	1,09	1,08	1,08
Microfiltration	0,88	0,45	1,08	1,87	1,87
Ultrafiltration	0,44	0,82	1,13	0,00	0,00

Équations pour le calcul des écarts-types :

$$\text{Écart-type } s = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2}{N-1}}$$

$$\text{Écart-type pondéré } sd_w = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N w_i (x_i - \bar{x}_w)^2}{\frac{(N'-1) \sum_{i=1}^N w_i}{N'}}}$$

où w_i est le poids de la $i^{\text{ème}}$ observation, N' est le nombre de poids différent de zéro et \bar{x}_w est la moyenne pondérée des observations

Informations et équations pour le calcul des DALYs pour chaque microorganisme

Tableau A.2-2 Fraction de la population pour différents groupes d'âge

Groupes d'âge	Fraction de la population	
	sexe masculin	sexe féminin
6 mois-4 ans	0,06	0,06
5-11 ans	0,07	0,06
12-19 ans	0,14	0,13
20-59 ans	0,58	0,57
60 ans et plus	0,15	0,18

Recensement en Ontario 2001 – Les valeurs sont similaires pour les autres provinces ($\pm 1,5\%$).

La moyenne pondérée de l'âge de la population est de 36,88 ans.

Tableau A.2-3 Espérance de vie

Catégories	Espérance de vie à la naissance (années)
Hommes	75,6
Femmes	81,2
Hommes et femmes combinés	78,4

L'espérance de vie moyenne de la population canadienne est de 78,4 ans.

L'âge de la mort est estimé être égal à la médiane pour chaque catégorie d'âge.

La moyenne pondérée de l'âge de la population peut être utilisée pour l'âge de la mort s'il n'y a pas de différence au niveau du taux de fatalité entre les différentes catégories d'âge.

Tableau A.2-4 Fractions des différentes issues possibles de la maladie

Issues de la maladie	<i>Cryptosporidium</i> ^c	<i>Giardia</i> ^a	Rotavirus ^a	<i>Campylobacter</i> ^b	<i>E. coli</i> O157:H7
diarrhée légère	0,99999	0,99999	0,50	1,00	0,53
diarrhée sérieuse/sanguinolente	–	–	0,50	0,06	0,47
GBS, clinical and residual	–	–	–	0,0002	–
GBS, residual	–	–	–	0,0002	–
Reactive arthritis	–	–	–	0,023	–
HUS	–	–	–	–	0,01
ESRD	–	–	–	–	0,00118
mort (GBS)	–	–	–	0,0000046	–
mort	0,00001	0,00001	0,0001	0,0001	0,00025

^a(Macler & Regli, 1993); ^b(Havelaar & Melse, 2003); ^csupposé équivalent à *Giardia*

Tableau A.2-5 Durée (en années) pour les différentes issues de la maladie

Issues de la maladie	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	Rotavirus	<i>Campylobacter</i>	<i>E. coli</i> O157:H7
diarrhée légère	0,01918	0,01918	0,01918	0,01397	0,00932
diarrhée sérieuse/sanguinolente	–	–	0,01918	0,023	0,01534
HUS	–	–	–	–	0,0575
ESRD	–	–	–	–	9,35
clinical (GBS)	–	–	–	Wxd=0,29	–
residual (GBS)	–	–	–	Wxd=5,8	–
reactive arthritis (GBS)	–	–	–	0,115	–
mort (GBS)	–	–	–	(e*-59,7)	–
mort	(e*-a mort)	(e*-a mort)	(e*-a mort)	(e*-65,2)	(e*-a mort)

Tiré de (Havelaar & Melse, 2003)

Tableau A.2-6 Sévérité des différentes issues de la maladie

Issues de la maladie	Sévérité
diarrhée légère	0,067
diarrhée sérieuse/sanguinolente	0,39
HUS	0,93
ESRD	0,95
reactive arthritis	0,21
clinical effects (GBS)	Wxd=0,29
residual effects (GBS)	Wxd=5,8
mort	1,0

$$DALY = LYL + YLD$$

$$LYL = [\text{espérance de vie} - \text{âge à la mort}] \times W = [78,4 - 36,88] \times 1,0$$

$$YLD = L \times W$$

$$DALY = \sum f_i L_i W_i + f_j L_j W_j + f_k L_k W_k + \dots$$

LYL: “life years lost“

YLD: “years lived with a disability“

W: sévérité

L: durée de la maladie (en années)

f: fractions

e*: espérance de vie

a mort : âge à la mort due à la maladie

ANNEXE 3 – STATISTIQUES ANNUELLES DES CONCENTRATIONS DE MICROORGANISMES À L'EAU BRUTE POUR LES INSTALLATIONS DE TRAITEMENT D'EAU POTABLE DE LA RÉGION DE MONTRÉAL

Figure A.3-1 Statistiques annuelles des concentrations de microorganismes à l'eau brute pour l'installation de traitement d'eau potable Charles-J. Des Baillets

Microorganismes	Paramètres	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010*	2004 à 2010
Coliformes thermotolérants	Moyenne	5,8	6,4	9,0	5,1	8,3	7,1	6,7	6,9
	Médiane	4,0	3,0	5,0	3,0	5,0	5,0	5,0	4,0
	Écart-type	6,5	7,9	10,8	6,9	13,5	7,8	6,1	9,2
	Coef. variation	1,1	1,2	1,2	1,4	1,6	1,1	0,9	1,3
	Moy. géo.	3,3	3,2	4,9	2,7	4,0	4,3	4,4	3,7
	Minimum	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
	Maximum	57	50	73	69	105	48	35	105
	90 ^{ième} centile	14	17	23	13	17	17	14	16
	99 ^{ième} centile	24	31	52	26	73	39	35	45
	N	244	234	246	247	244	241	80	1 536
<i>E. coli</i>	Moyenne						5,5	3,7	4,6
	Médiane						5,0	2,0	3,0
	Écart-type						4,1	4,5	4,4
	Coef. variation						0,8	1,2	1,0
	Moy. géo.						3,9	2,1	2,8
	Minimum						0,5	0,5	0,5
	Maximum						19	24	24
	90 ^{ième} centile						11	8,0	11
	99 ^{ième} centile						19	24	19
	N						52	52	104

* Comprends les données pour les mois de janvier à avril

Tableau A.3-1 Statistiques annuelles des concentrations de microorganismes à l'eau brute pour l'installation de traitement d'eau potable Charles-J. Des Baillets (suite)

Microorganismes	Paramètres	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010*	2004 à 2010
<i>Giardia</i>	Moyenne	0,5	4,7	5,5	6,3	13	7,2	21	8,4
	Médiane	0,5	0,5	3,0	7,0	7,0	3,0	21	4,0
	Écart-type	0,0	5,9	5,8	5,5	14	11	11	10
	Coef. variation	0,0	1,3	1,1	0,9	1,1	1,5	0,6	1,2
	Moy. géo.	0,5	1,7	3,4	3,5	7,5	3,8	18	4,1
	Minimum	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	7,0	0,5
	Maximum	0,5	13	20	15	50	39	35	50
	90 ^{ième} centile	0,5	13	12	15	28	11	35	20
	99 ^{ième} centile	0,5	13	20	15	50	39	35	50
	N	2	5	12	11	12	11	4	57
<i>Cryptosporidium</i>	Moyenne	0,5	0,5	3,0	1,1	1,1	1,1	0,9	1,4
	Médiane	0,5	0,5	2,0	0,5	0,5	1,0	1,0	0,5
	Écart-type	0,0	0,0	4,1	1,2	1,1	0,8	0,3	2,2
	Coef. variation	0,0	0,0	1,4	1,1	1,0	0,7	0,3	1,5
	Moy. géo.	0,5	0,5	1,6	0,8	0,8	0,9	0,8	0,9
	Minimum	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
	Maximum	0,5	0,5	15	4,0	4,0	3,0	1,0	15
	90 ^{ième} centile	0,5	0,5	6,0	3,0	2,0	2,0	1,0	3,0
	99 ^{ième} centile	0,5	0,5	15	4,0	4,0	3,0	1,0	15
	N	2	5	12	11	12	11	4	57

* Comprends les données pour les mois de janvier à avril

Figure A.3-2 Statistiques annuelles des concentrations de microorganismes à l'eau brute pour l'installation de traitement d'eau potable Atwater

Microorganismes	Paramètres	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010*	2004 à 2010
Coliformes thermotolérants	Moyenne	104	114	77	43	40	32	3,4	64
	Médiane	42	43	35	20	18	13	2,0	22
	Écart-type	113	127	84	48	45	33	3,5	87
	Coef. variation	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,0	1,0	1,4
	Moy. géo.	33	34	27	16	16	14	2,0	19
	Minimum	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
	Maximum	713	647	368	204	260	158	14	713
	90 ^{ième} centile	265	289	200	112	106	78	8,0	200
	99 ^{ième} centile	373	489	308	186	158	106	14	350
	N	244	230	245	247	242	242	81	1 531
<i>E. coli</i>	Moyenne						29	27	28
	Médiane						9,5	12	11
	Écart-type						30	28	29
	Coef. variation						1,0	1,0	1,0
	Moy. géo.						12	10	11
	Minimum						0,5	0,5	0,5
	Maximum						92	84	92
	90 ^{ième} centile						72	70	72
	99 ^{ième} centile						92	84	90
	N						52	52	104
<i>Giardia</i>	Moyenne	3,0	4,4	5,3	4,1	9,5	4,5	7,3	5,7
	Médiane	0,5	3,0	3,5	3,0	9,5	1,0	7,5	3,0
	Écart-type	4,3	4,6	7,6	4,6	11	7,0	3,5	7,4
	Coef. variation	1,4	1,1	1,4	1,1	1,2	1,6	0,5	1,3
	Moy. géo.	1,3	2,6	2,7	2,0	4,1	1,6	6,5	2,6
	Minimum	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	3,0	0,5
	Maximum	8,0	11	28	15	40	21	11	40
	90 ^{ième} centile	8,0	11	10	7,0	15	15	11	15
	99 ^{ième} centile	8,0	11	28	15	40	21	11	40
	N	3	4	12	11	12	11	4	57

* Comprends les données pour les mois de janvier à avril

Tableau A.3-2 Statistiques annuelles des concentrations de microorganismes à l'eau brute pour l'installation de traitement d'eau potable Atwater (suite)

Microorganismes	Paramètres	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010*	2004 à 2010
<i>Cryptosporidium</i>	Moyenne	0,5	2,6	3,3	1,6	1,2	1,0	1,4	1,7
	Médiane	0,5	3,0	2,0	1,0	0,8	0,5	1,0	1,0
	Écart-type	0,0	1,7	3,2	1,4	1,1	1,0	1,1	2,0
	Coef. variation	0,0	0,6	1,0	0,9	1,0	1,1	0,8	1,1
	Moy. géo.	0,5	2,0	1,9	1,1	0,9	0,7	1,1	1,1
	Minimum	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
	Maximum	0,5	4,0	10	4,0	4,0	4,0	3,0	10
	90 ^{ième} centile	0,5	4,0	8,0	4,0	3,0	1,0	3,0	4,0
	99 ^{ième} centile	0,5	4,0	10	4,0	4,0	4,0	3,0	10
	N	3	4	12	11	12	11	4	57

Figure A.3-3 Statistiques annuelles de la concentration de coliformes thermotolérants à l'eau brute pour l'installation de traitement d'eau potable de Pointe-Claire

Microorganismes	Paramètres	2006	2007	2008	2009	2010*	2006 à 2010
Coliformes thermotolérants	Moyenne	74	42	49	27	28	45
	Médiane	20	20	20	10	24	20
	Écart-type	206	89	68	26	23	109
	Coef. variation	2,8	2,1	1,4	1,0	0,8	2,4
	Moy. géo.	23	19	24	16	19	20
	Minimum	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
	Maximum	1 400	600	420	110	81	1 400
	90 ^{ième} centile	140	70	120	60	73	90
	99 ^{ième} centile	1 400	600	420	110	81	420
	N	47	52	53	51	24	227

* Comprends les données pour les mois de janvier à avril

✧ Comprends les données pour les mois de janvier à juin

Figure A.3-4 Statistiques annuelles de la concentration de coliformes thermotolérants à l'eau brute pour l'installation de traitement d'eau potable de Dorval

Microorganismes	Paramètres	2005	2006	2007	2008	2009	2010*	2005 à 2010
Coliformes thermotolérants	Moyenne	36	57	34	43	36	39	41
	Médiane	20	20	20	10	20	30	20
	Écart-type	46	102	28	59	34	41	59
	Coef. variation	1,3	1,8	0,8	1,4	0,9	1,1	1,4
	Moy. géo.	22	30	24	24	24	25	25
	Minimum	10	10	10	10	10	10	10
	Maximum	200	700	130	380	160	180	700
	90 ^{ième} centile	100	120	70	100	80	90	90
	99 ^{ième} centile	200	700	130	380	160	180	250
	N	51	53	52	53	51	21	281

Figure A.3-5 Statistiques annuelles de la concentration de coliformes thermotolérants à l'eau brute pour l'installation de traitement d'eau potable de Lachine

Microorganismes	Paramètres	2008	2009	2010*	2008 à 2010
Coliformes thermotolérants	Moyenne	47	21	28	32
	Médiane	20	10	5,0	10
	Écart-type	91	18	52	63
	Coef. variation	2,0	0,9	1,9	2,0
	Moy. géo.	20	14	12	16
	Minimum	5,0	5,0	5,0	5,0
	Maximum	500	60	250	500
	90 ^{ième} centile	100	50	50	60
	99 ^{ième} centile	500	60	250	400
	N	48	50	24	122

* Comprends les données pour les mois de janvier à mai

✧ Comprends les données pour les mois de janvier à juin

Figure A.3-6 Statistiques annuelles de la concentration de coliformes thermotolérants à l'eau brute pour l'installation de traitement d'eau potable de Pierrefonds

Microorganismes	Paramètres	2005	2006	2007	2008	2009	2010*	2005 à 2010
Coliformes thermotolérants	Moyenne	54	39	30	39	29	43	39
	Médiane	10	10	10	15	10	10	10
	Écart-type	153	63	46	55	44	67	80
	Coef. variation	2,8	1,6	1,5	1,4	1,5	1,5	2,1
	Moy. géo.	17	18	14	19	15	19	17
	Minimum	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
	Maximum	880	330	180	270	260	290	880
	90 ^{ième} centile	80	80	60	90	70	110	80
	99 ^{ième} centile	880	330	180	270	260	290	330
	N	33	33	33	36	39	23	197

* Comprends les données pour les mois de janvier à juin

Figure A.3-7 Statistiques annuelles des concentrations de microorganismes à l'eau brute pour l'installation de traitement d'eau potable de Chomedey

Microorganismes	Paramètres	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010*	2004 à 2010
<i>E. coli</i>	Moyenne	49	49	47	34	59	32	42	44
	Médiane	30	30	30	20	30	20	30	23
	Écart-type	50	43	49	48	72	35	62	53
	Coef. variation	1,0	0,9	1,0	1,4	1,2	1,1	1,5	1,2
	Moy. géo.	30	34	29	22	33	22	26	27
	Minimum	5,0	10	5,0	10	10	10	10	5,0
	Maximum	200	160	240	390	380	170	390	390
	90 ^{ième} centile	120	120	110	70	155	70	80	100
	99 ^{ième} centile	200	160	240	390	380	170	390	240
	N	42	45	89	98	90	94	46	504
<i>Giardia</i>	Moyenne	14	17	12	5,0	11	11	8,0	11
	Médiane	10	10	5,0	5,0	5,0	10	5,0	5,0
	Écart-type	11	15	13	0,0	18	6,3	6,7	12
	Coef. variation	0,8	0,9	1,1	0,0	1,7	0,6	0,8	1,0
	Moy. géo.	11	12	8,0	5,0	6,6	9,0	6,6	8,0
	Minimum	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
	Maximum	40	40	45	5,0	60	20	20	60
	90 ^{ième} centile	30	40	33	5,0	60	20	20	20
	99 ^{ième} centile	40	40	45	5,0	60	20	20	60
	N	10	9	10	10	9	9	5	62
<i>Cryptosporidium</i>	Moyenne	5,0	5,0	6,5	6,5	5,0	5,0	5,0	5,5
	Médiane	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
	Écart-type	0,0	0,0	4,7	4,7	0,0	0,0	0,0	2,7
	Coef. variation	0,0	0,0	0,7	0,7	0,0	0,0	0,0	0,5
	Moy. géo.	5,0	5,0	5,7	5,7	5,0	5,0	5,0	5,2
	Minimum	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
	Maximum	5,0	5,0	20	20	5,0	5,0	5,0	20
	90 ^{ième} centile	5,0	5,0	13	13	5,0	5,0	5,0	5,0
	99 ^{ième} centile	5,0	5,0	20	20	5,0	5,0	5,0	20
	N	10	9	10	10	9	9	5	62

* Comprends les données pour les mois de janvier à juin

Figure A.3-8 Statistiques annuelles des concentrations de microorganismes à l'eau brute pour
l'installation de traitement d'eau potable de Pont-Viau

Microorganismes	Paramètres	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010*	2004 à 2010
<i>E. coli</i>	Moyenne	50	90	49	59	64	53	69	61
	Médiane	25	50	25	40	40	30	30	30
	Écart-type	77	128	56	64	85	48	90	81
	Coef. variation	1,6	1,4	1,1	1,1	1,3	0,9	1,3	1,3
	Moy. géo.	26	48	28	38	38	36	35	35
	Minimum	5,0	10	5,0	10	10	10	10	5,0
	Maximum	440	1 000	360	410	470	250	400	1 000
	90 ^{ième} centile	120	180	140	120	140	120	210	140
	99 ^{ième} centile	440	1 000	360	410	470	250	400	400
	N	79	84	93	96	93	98	55	598
<i>Giardia</i>	Moyenne	16	29	7,5	5,0	8,9	19	8,3	13
	Médiane	7,5	15	5,0	5,0	5,0	10	5,0	5,0
	Écart-type	18	27	4,9	0,0	12	23	6,1	17
	Coef. variation	1,1	0,9	0,6	0,0	1,3	1,2	0,7	1,3
	Moy. géo.	11	20	6,6	5,0	6,3	12	7,1	8,6
	Minimum	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
	Maximum	60	80	20	5,0	40	75	20	80
	90 ^{ième} centile	45	80	15	5,0	40	75	20	30
	99 ^{ième} centile	60	80	20	5,0	40	75	20	80
	N	10	8	10	10	9	9	6	62
<i>Cryptosporidium</i>	Moyenne	6,0	10	5,0	5,0	5,6	5,0	5,0	5,9
	Médiane	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
	Écart-type	3,2	12	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	4,7
	Coef. variation	0,5	1,2	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,8
	Moy. géo.	5,6	7,1	5,0	5,0	5,4	5,0	5,0	5,4
	Minimum	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
	Maximum	15	40	5,0	5,0	10	5,0	5,0	40
	90 ^{ième} centile	10	40	5,0	5,0	10	5,0	5,0	5,0
	99 ^{ième} centile	15	40	5,0	5,0	10	5,0	5,0	40
	N	10	8	10	10	9	9	6	62

* Comprends les données pour les mois de janvier à août

Figure A.3-9 Statistiques annuelles des concentrations de microorganismes à l'eau brute pour l'installation de traitement d'eau potable de Sainte-Rose

Microorganismes	Paramètres	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010*	2004 à 2010
<i>E. coli</i>	Moyenne	252	349	247	221	240	159	186	238
	Médiane	180	220	195	135	140	130	140	160
	Écart-type	204	375	207	225	270	134	237	254
	Coef. variation	0,8	1,1	0,8	1,0	1,1	0,8	1,3	1,1
	Moy. géo.	180	188	168	116	148	114	93	141
	Minimum	20	10	10	10	10	10	10	10
	Maximum	1 050	2 000	920	1 260	1 640	890	2 200	2 200
	90 ^{ième} centile	520	760	560	560	540	320	390	540
	99 ^{ième} centile	1 050	1 950	900	860	1 620	800	760	1 260
	N	161	192	184	186	192	189	133	1 237
<i>Giardia</i>	Moyenne	63	57	19	15	15	38	17	33
	Médiane	60	35	5,0	5,0	5,0	30	5,0	13
	Écart-type	51	66	23	19	19	29	19	41
	Coef. variation	0,8	1,2	1,2	1,3	1,3	0,7	1,1	1,2
	Moy. géo.	45	31	11	8,5	8,5	27	9,9	17
	Minimum	10	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
	Maximum	180	210	60	60	60	100	50	210
	90 ^{ième} centile	105	173	60	50	50	60	50	80
	99 ^{ième} centile	180	210	60	60	60	100	50	210
	N	11	10	10	10	10	11	6	68
<i>Cryptosporidium</i>	Moyenne	8,2	7,0	6,5	5,0	6,5	6,4	5,8	6,5
	Médiane	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
	Écart-type	7,5	3,5	4,7	0,0	3,4	4,5	2,0	4,3
	Coef. variation	0,9	0,5	0,7	0,0	0,5	0,7	0,3	0,7
	Moy. géo.	6,7	6,4	5,7	5,0	6,0	5,7	5,6	5,9
	Minimum	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0
	Maximum	30	15	20	5,0	15	20	10	30
	90 ^{ième} centile	10	13	13	5,0	13	5,0	10	10
	99 ^{ième} centile	30	15	20	5,0	15	20	10	30
	N	11	10	10	10	10	11	6	68

* Comprends les données pour les mois de janvier à août

ANNEXE 4 – ÉVOLUTION DE LA CONCENTRATION DE COLIFORMES THERMOTOLÉRANTS - *E. COLI* ET DE LA CONCENTRATION DES PROTOZOAIRE

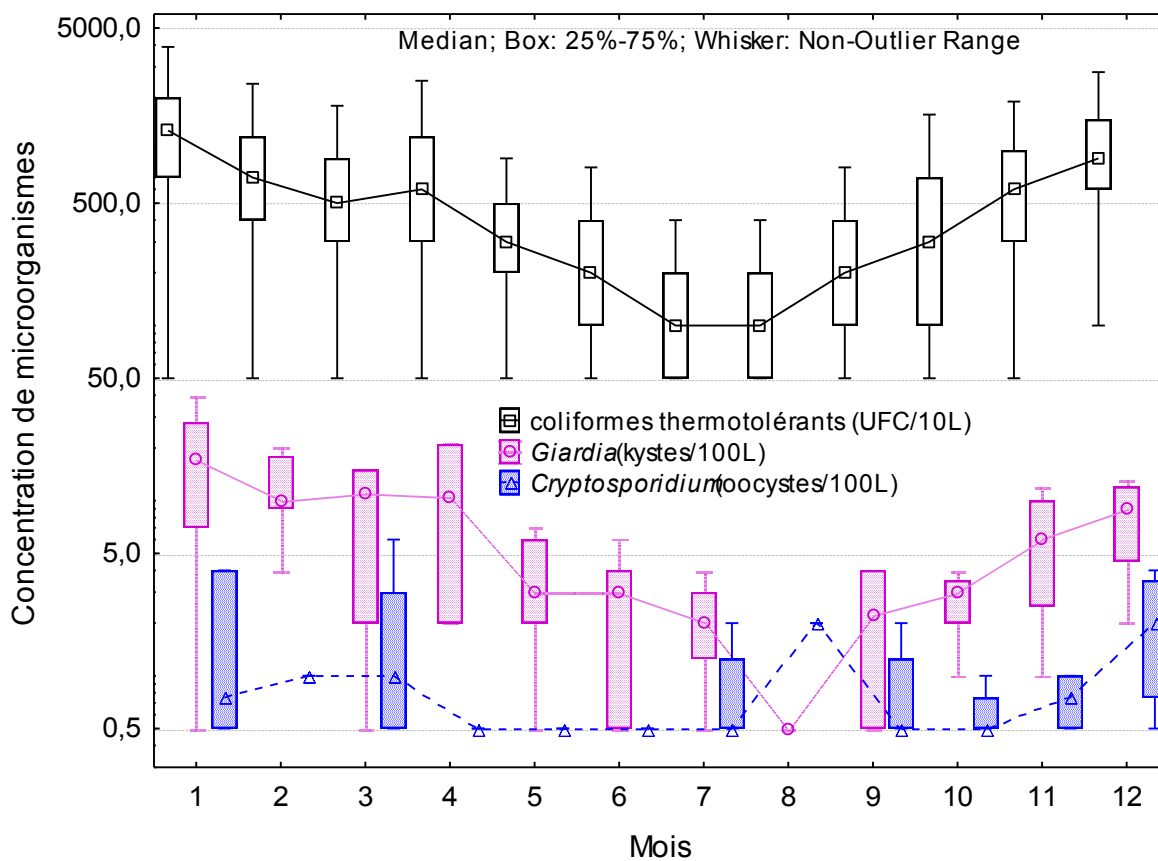


Figure A.4-1 Évolution des concentrations de coliformes thermotolérants et de protozoaires pour l'installation de traitement d'eau potable Charles-J. Des Baillets

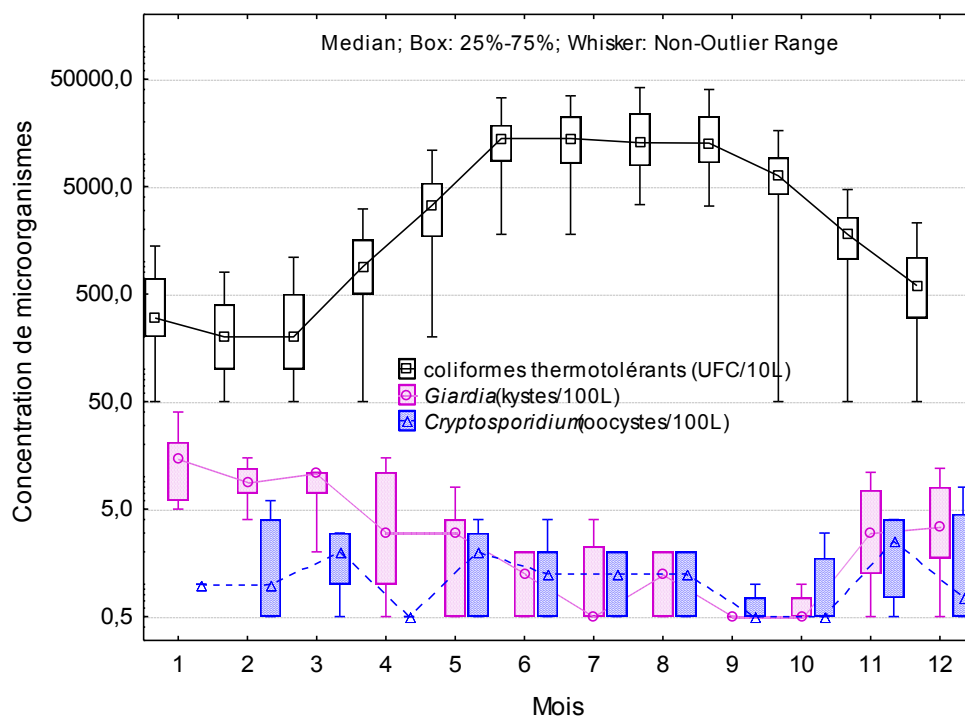


Figure A.4-2 Évolution des concentrations de coliformes thermotolérants et de protozoaires pour l'installation de traitement d'eau potable Atwater

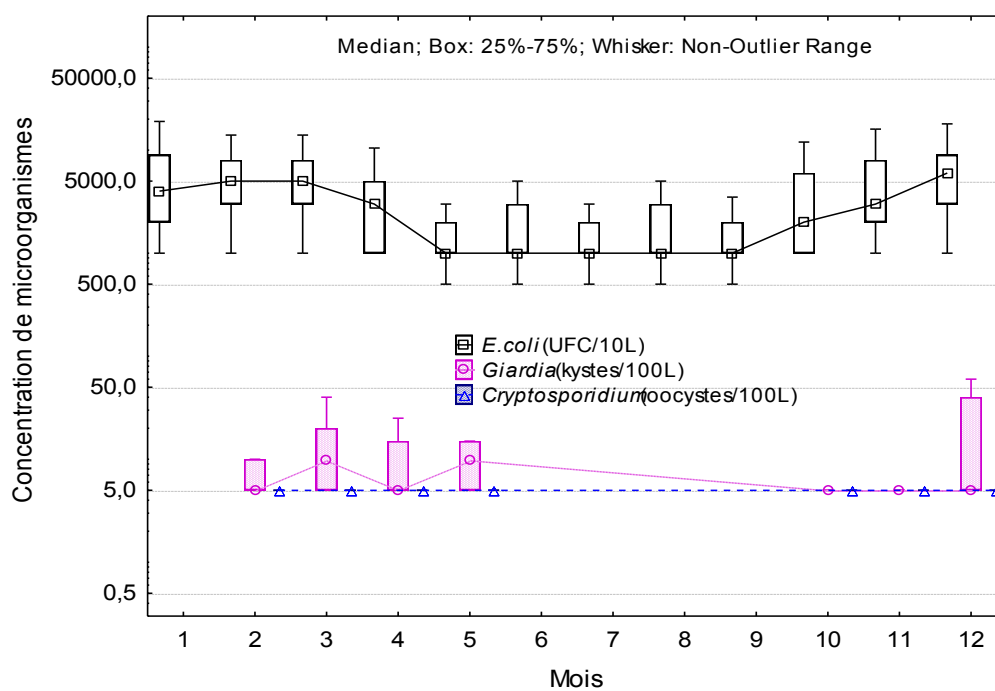


Figure A.4-3 Évolution des concentrations d'*E. coli* et de protozoaires pour l'installation de traitement d'eau potable de Chomedey

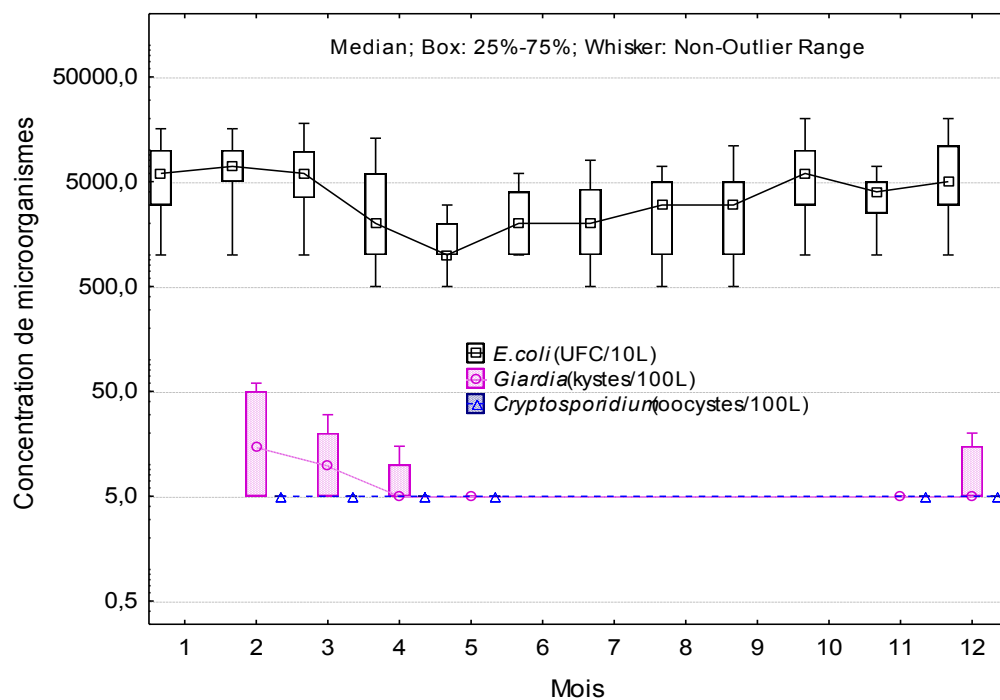


Figure A.4-4 Évolution des concentrations d'*E. coli* et de protozoaires pour l'installation de traitement d'eau potable de Pont-Viau

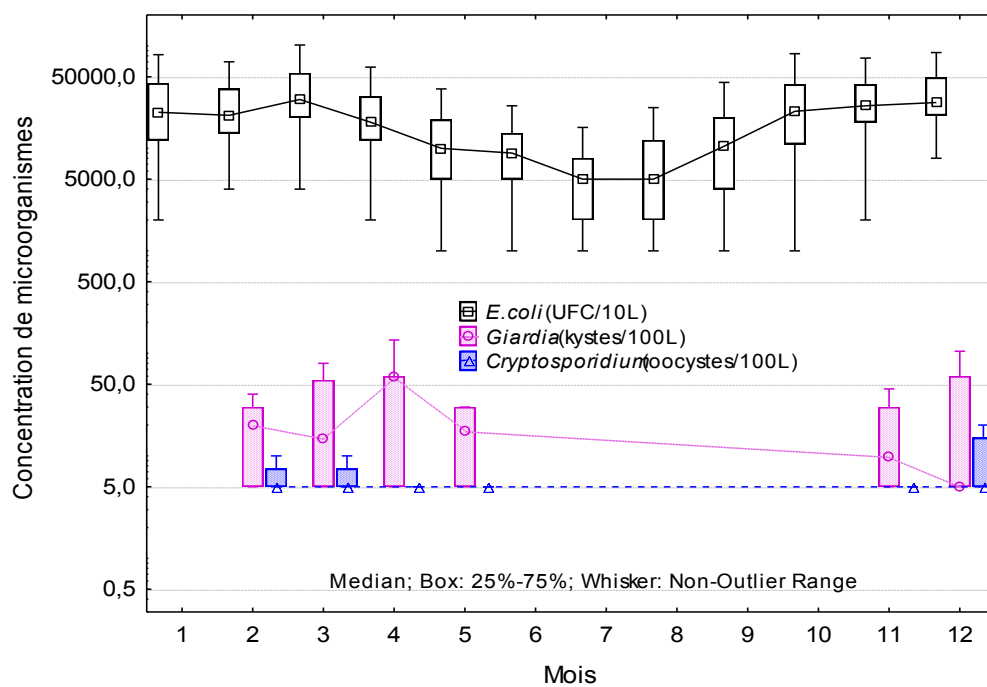


Figure A.4-5 Évolution des concentrations d'*E. coli* et de protozoaires pour l'installation de traitement d'eau potable de Sainte-Rose

**ANNEXE 5 – MOYENNES MOBILES MENSUELLES POUR LA
CONCENTRATION DE COLIFORMES THERMOTOLÉRANTS - *E. COLI***

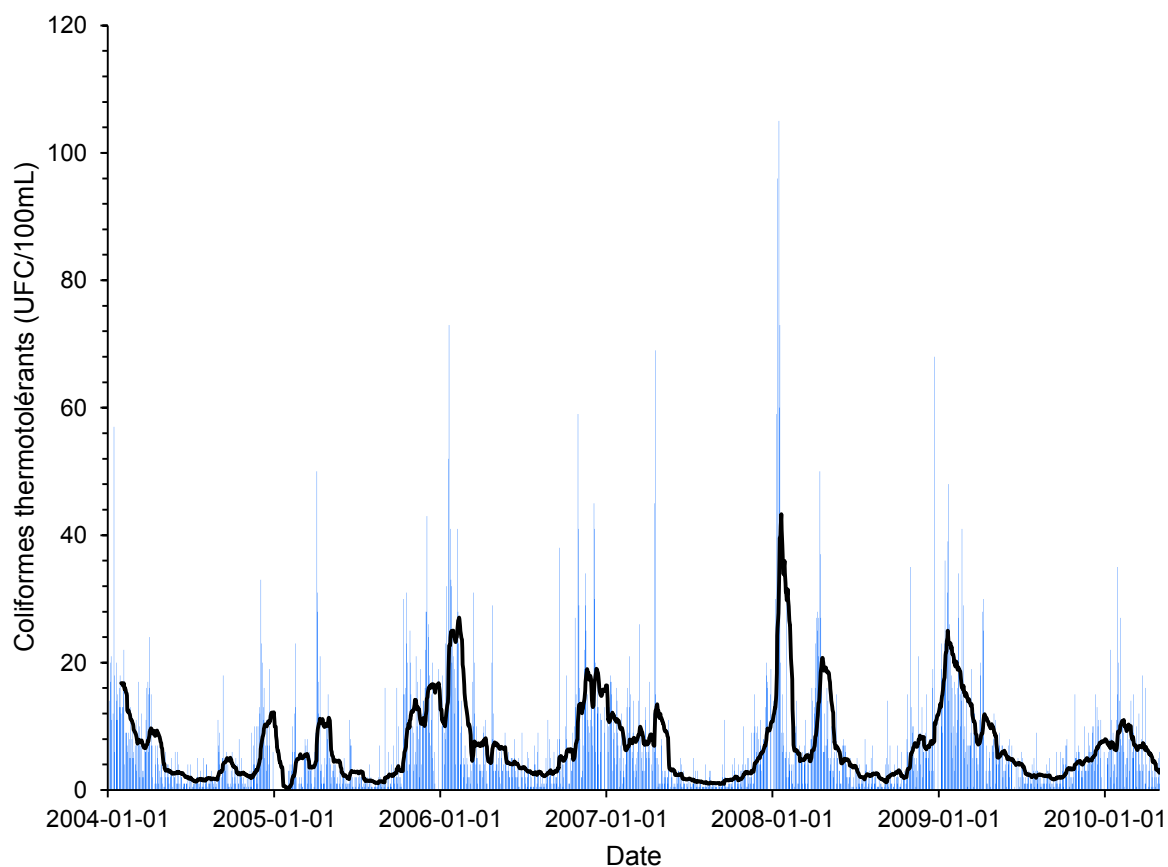


Figure A.5-1 Moyenne mobile mensuelle pour la concentration des coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement d'eau potable Charles-J. Des Baillets

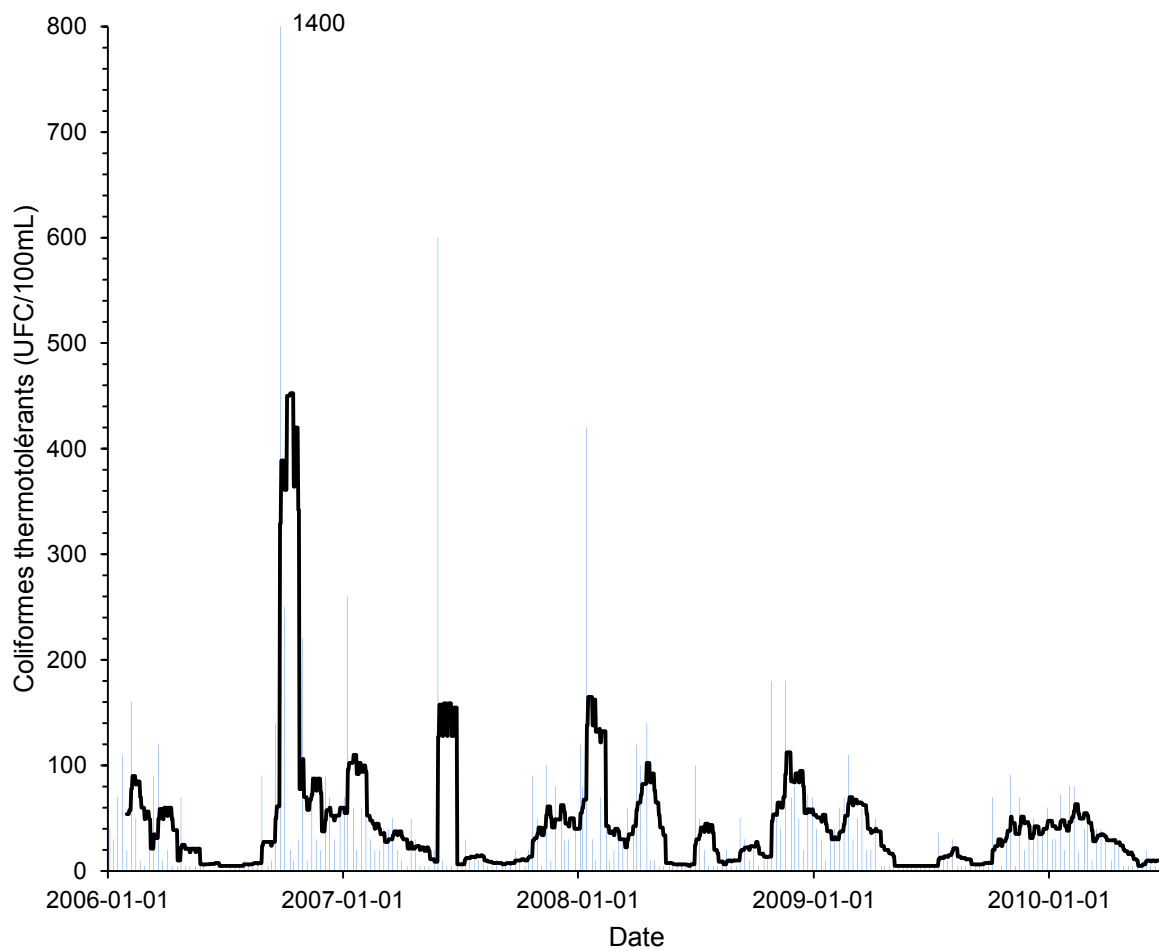


Figure A.5-2 Moyenne mobile mensuelle pour la concentration des coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement d'eau potable de Pointe-Claire

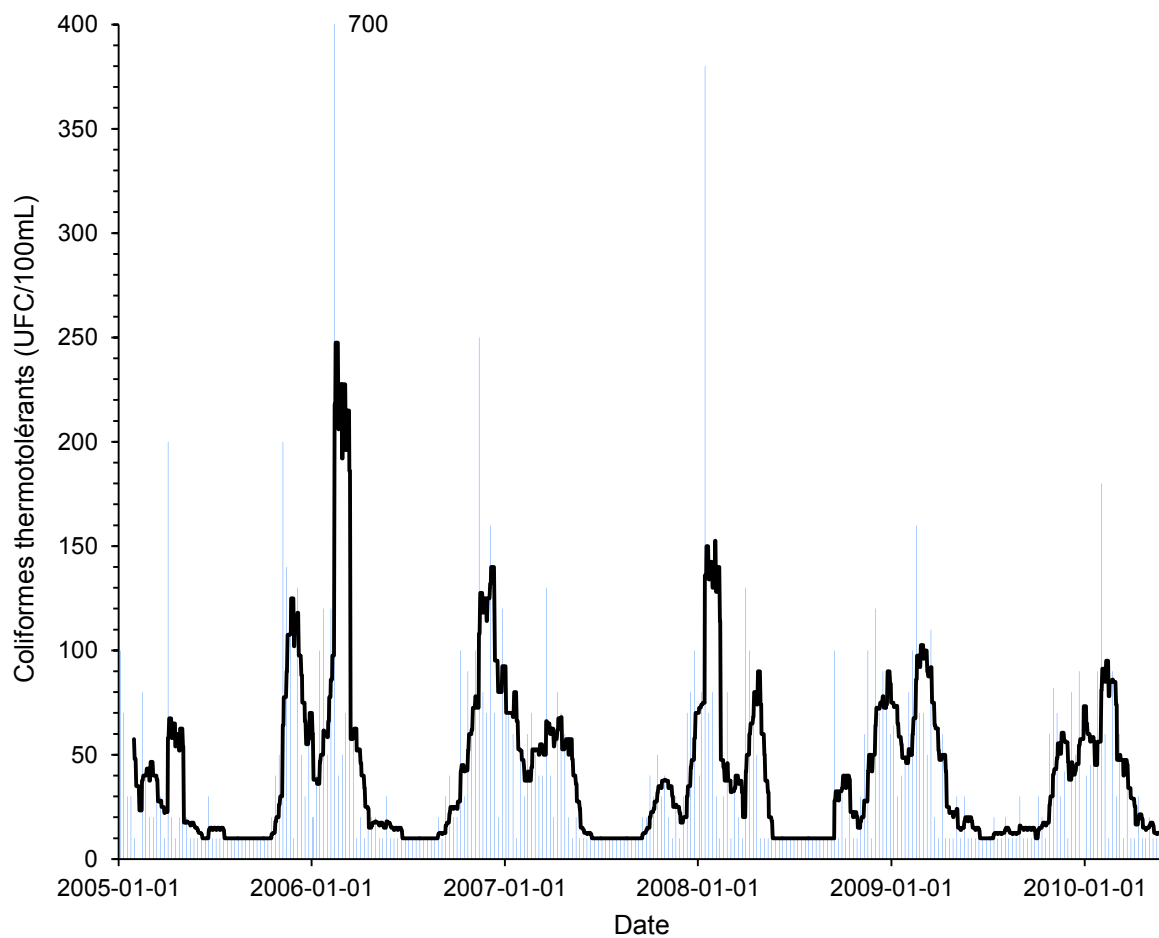


Figure A.5-3 Moyenne mobile mensuelle pour la concentration des coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement d'eau potable de Dorval

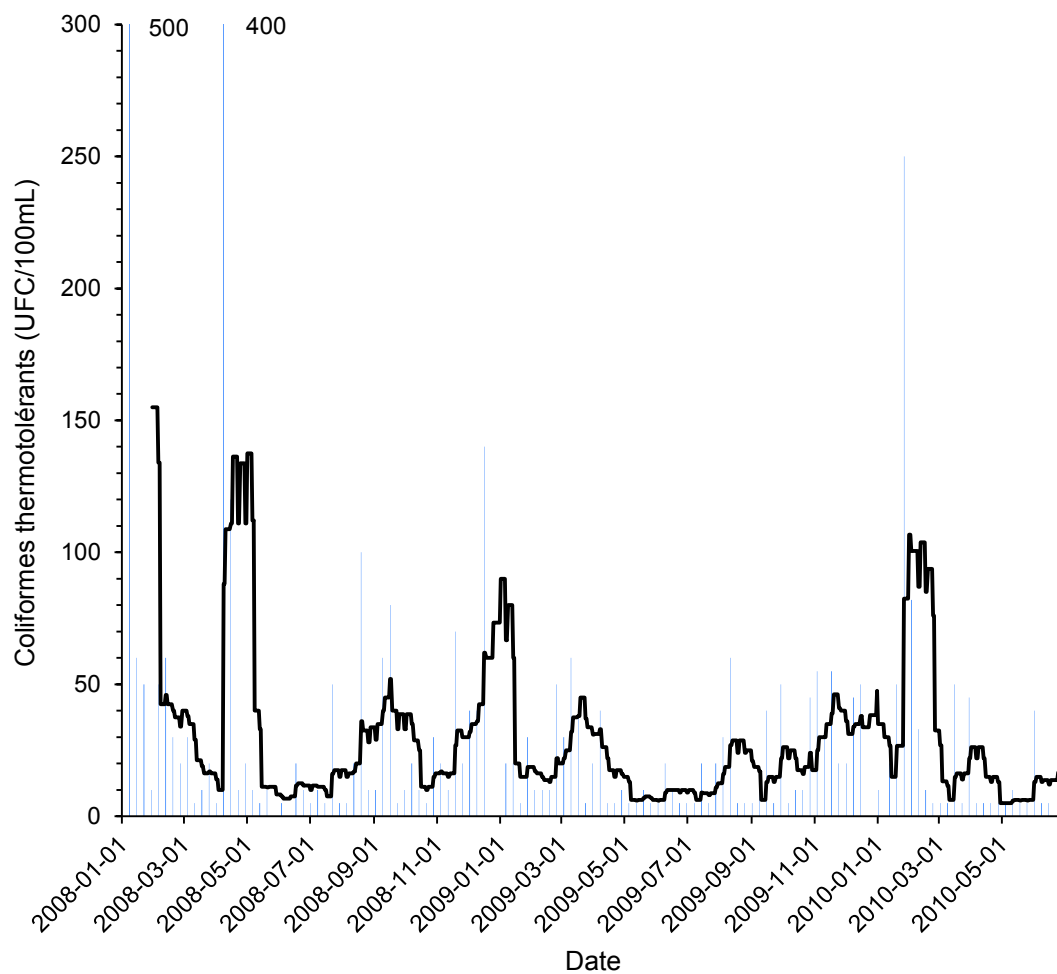


Figure A.5-4 Moyenne mobile mensuelle pour la concentration des coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement d'eau potable de Lachine

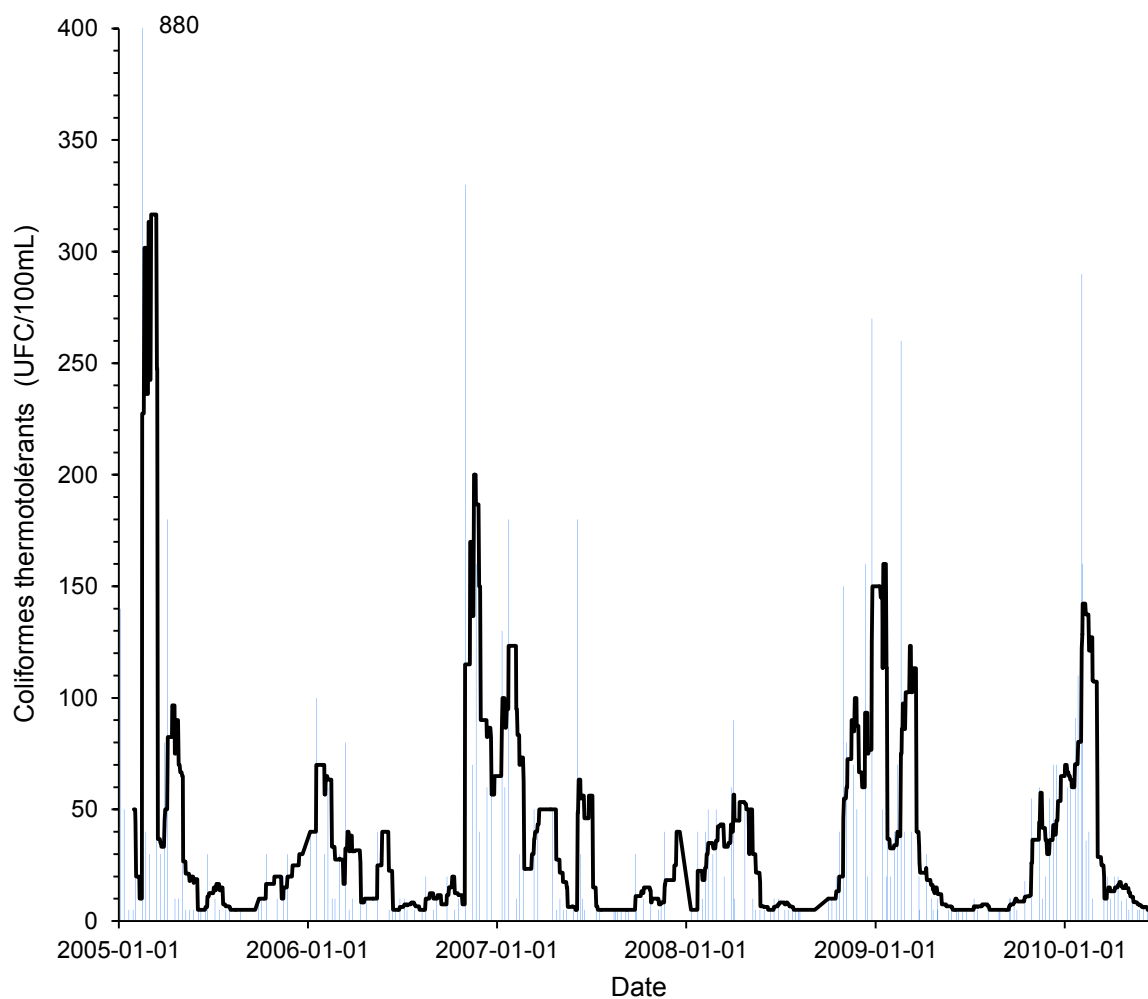


Figure A.5-5 Moyenne mobile mensuelle pour la concentration des coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement d'eau potable de Pierrefonds*

* La valeur de 18 000 UFC/100mL a été retirée pour réaliser le graphique.

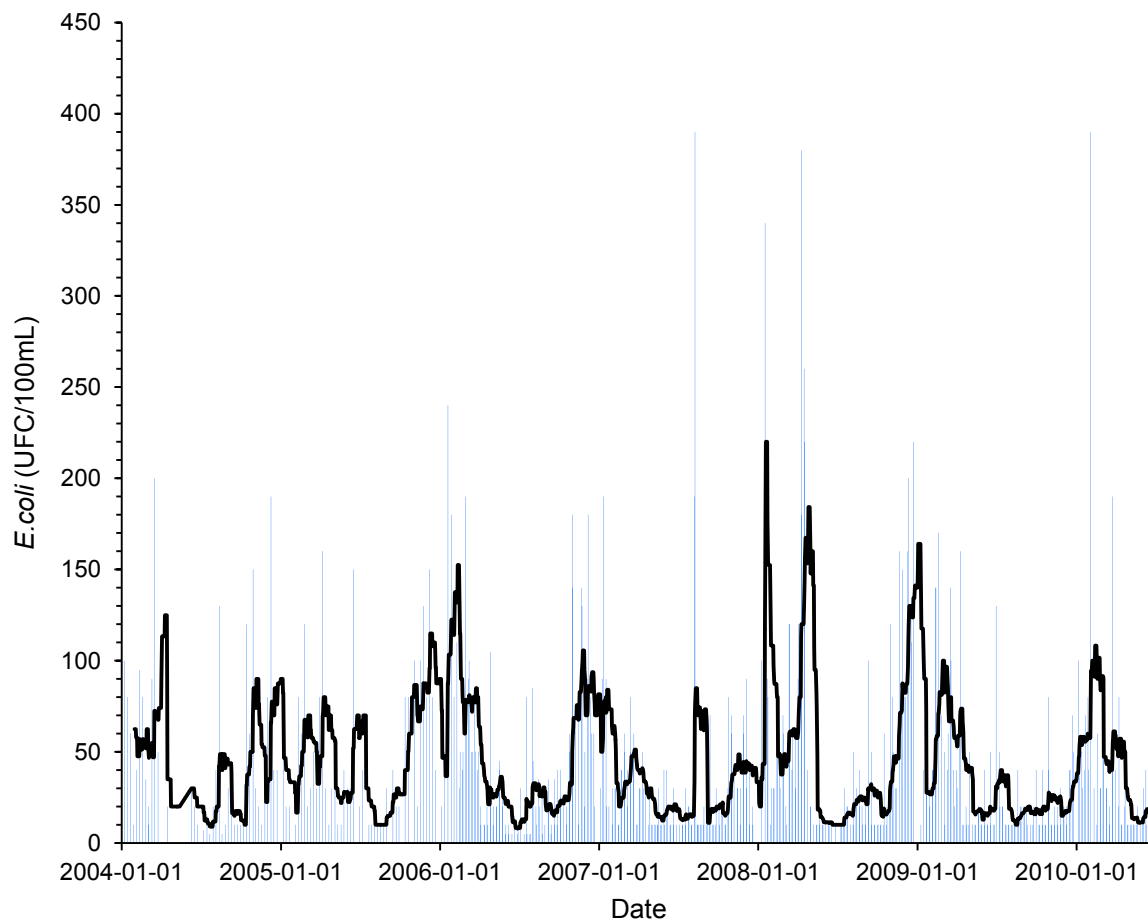


Figure A.5-6 Moyenne mobile mensuelle pour la concentration d'*E. coli* pour l'installation de traitement d'eau potable de Chomedey

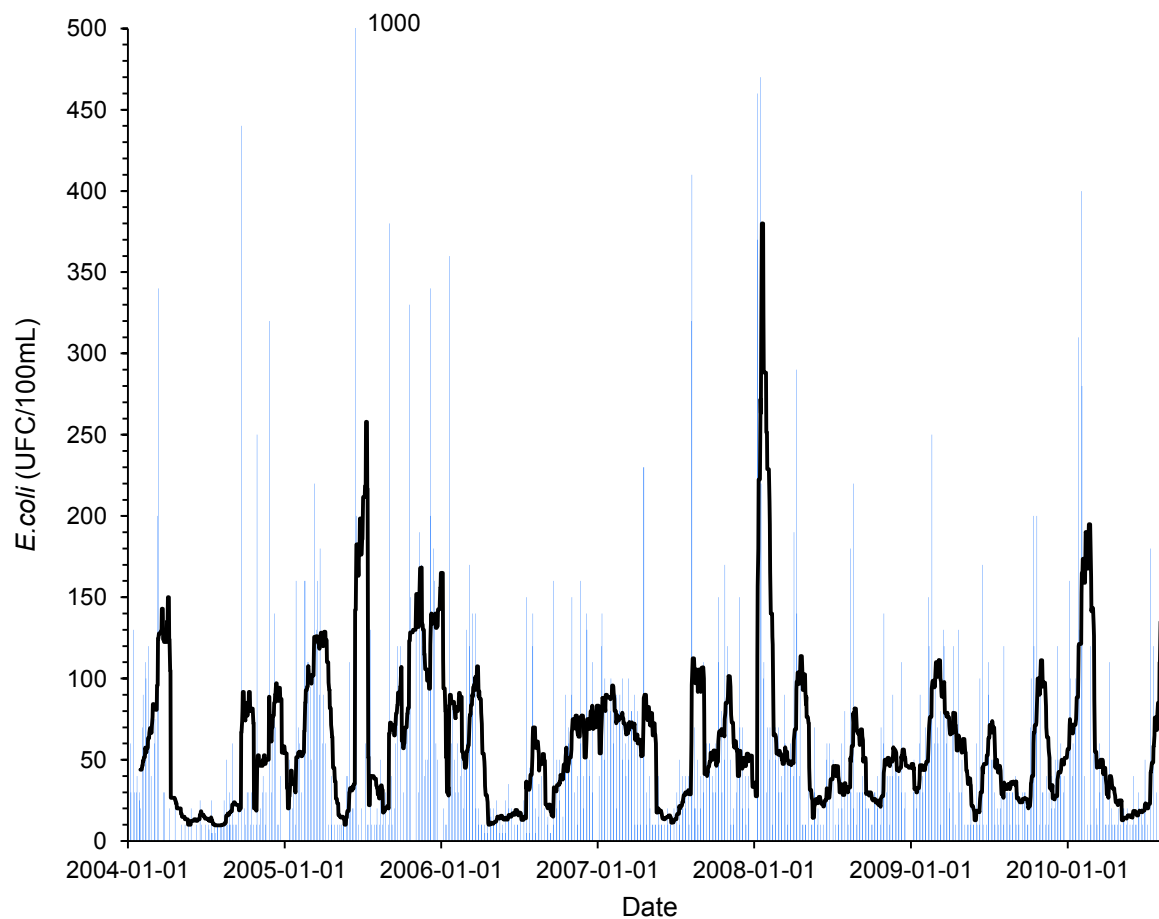


Figure A.5-7 Moyenne mobile mensuelle pour la concentration d'*E. coli* pour l'installation de traitement d'eau potable de Pont-Viau

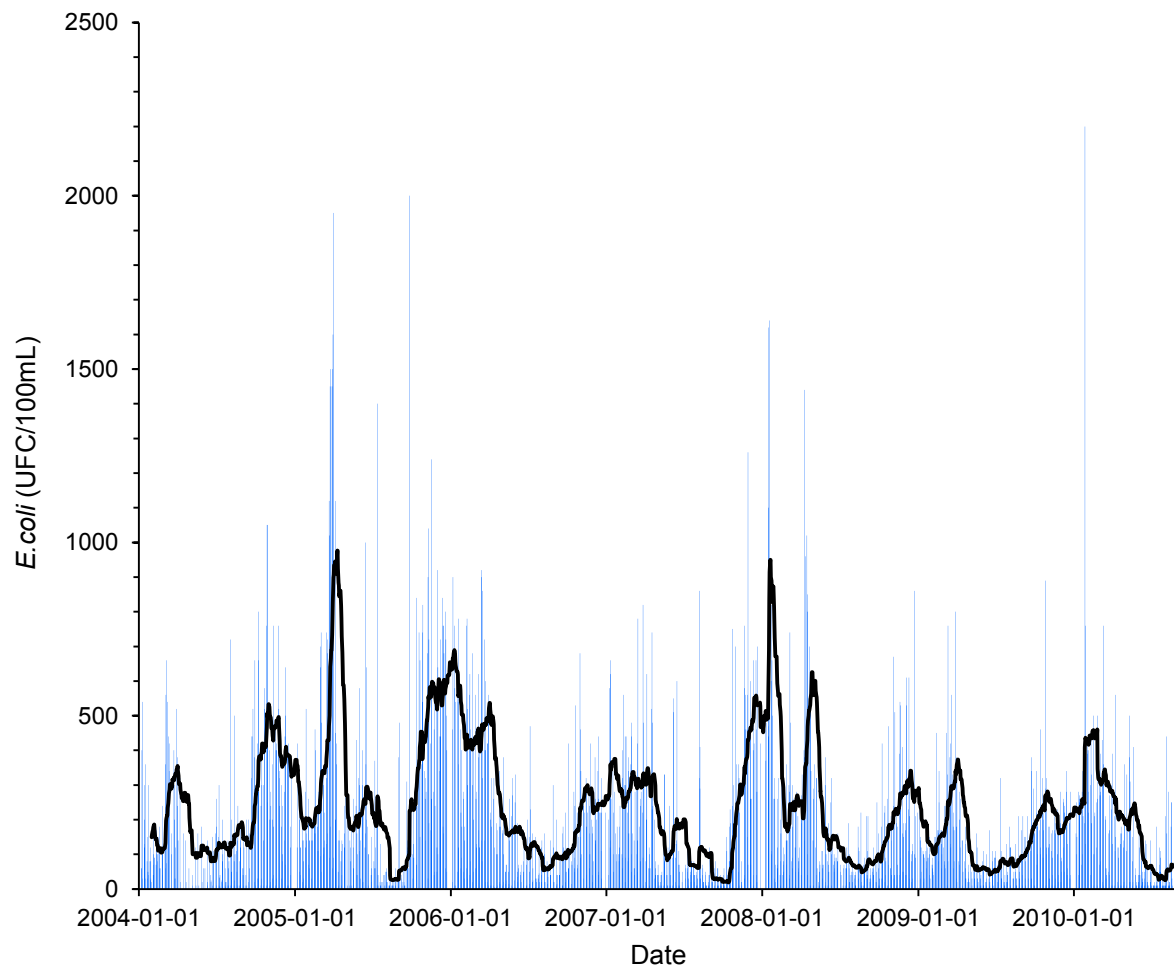


Figure A.5-8 Moyenne mobile mensuelle pour la concentration d'*E. coli* pour l'installation de traitement d'eau potable de Sainte-Rose

ANNEXE 6 – ESTIMATION DES POPULATIONS ANIMALES NÉCESSAIRES POUR EXPLIQUER LA CONTAMINATION DANS LE CANAL DE L'AQUEDUC

Tableau A.6-1 Estimation des populations animales nécessaires pour expliquer la contamination
dans le canal de l'Aqueduc

Animaux	Concentration de colif. thermo. (UFC/g fèces)	Masse de fèces par jour (g)	Charge de colif. thermo. (UFC/jour)	Nombre d'animaux par jour	Références
Goéland à bec cerclé	$3,68 \times 10^8$	30	$1,10 \times 10^{10}$	122	(Alderisio & DeLuca, 1999)
Goéland à bec cerclé	$2,1 \times 10^8$	30	$6,3 \times 10^9$	214	(Alderisio & DeLuca, 1999; Levesque, Brousseau, Bernier, Dewailly, & Joly, 2000)
Goéland argenté	$7,11 \times 10^7$	24,9	$1,77 \times 10^9$	763	(Gould & Fletcher, 1978)
Canard	$1,64 \times 10^9$	154	$2,52 \times 10^9$	536	(American Society of Agricultural Engineers (ASAE), 2003)
Canard	$3,30 \times 10^7$	336	$1,10 \times 10^{10}$	122	(Gould & Fletcher, 1978)
Bernache du Canada	$3,6 \times 10^4$	250	9×10^6	150 000	(Hussong et al., 1979)
Pigeon	$1,6 \times 10^8$	12	$1,92 \times 10^9$	703	(Oshiro & Fujioka, 1995) (Brasseur, 2011)
Rat musqué	$0,25 \times 10^6$	100	$2,5 \times 10^7$	54 000	(Yagow, 2001)
Raton laveur	$0,25 \times 10^6$	450	$1,13 \times 10^8$	11 946	(Yagow, 2001)
Cerf	$0,45 \times 10^6$	772	$3,47 \times 10^8$	3 890	(Yagow, 2001)
Vache laitière	$1,85 \times 10^6$	55 000	$1,02 \times 10^{11}$	13	(American Society of Agricultural Engineers (ASAE), 2003)
Cheval	$1,8 \times 10^4$	23 000	$4,14 \times 10^8$	3 261	(American Society of Agricultural Engineers (ASAE), 2003)
Porc	$2,2 \times 10^6$	5 000	$1,1 \times 10^{10}$	123	(American Society of Agricultural Engineers (ASAE), 2003)
Mouton	$1,22 \times 10^7$	1 000	$1,22 \times 10^{10}$	110	(American Society of Agricultural Engineers (ASAE), 2003)
Poule pondeuse	$1,17 \times 10^9$	115	$1,35 \times 10^8$	10 000	(American Society of Agricultural Engineers (ASAE), 2003)

ANNEXE 7 – FRÉQUENCE D'ÉCHANTILLONNAGE ET CALCUL DES MOYENNES

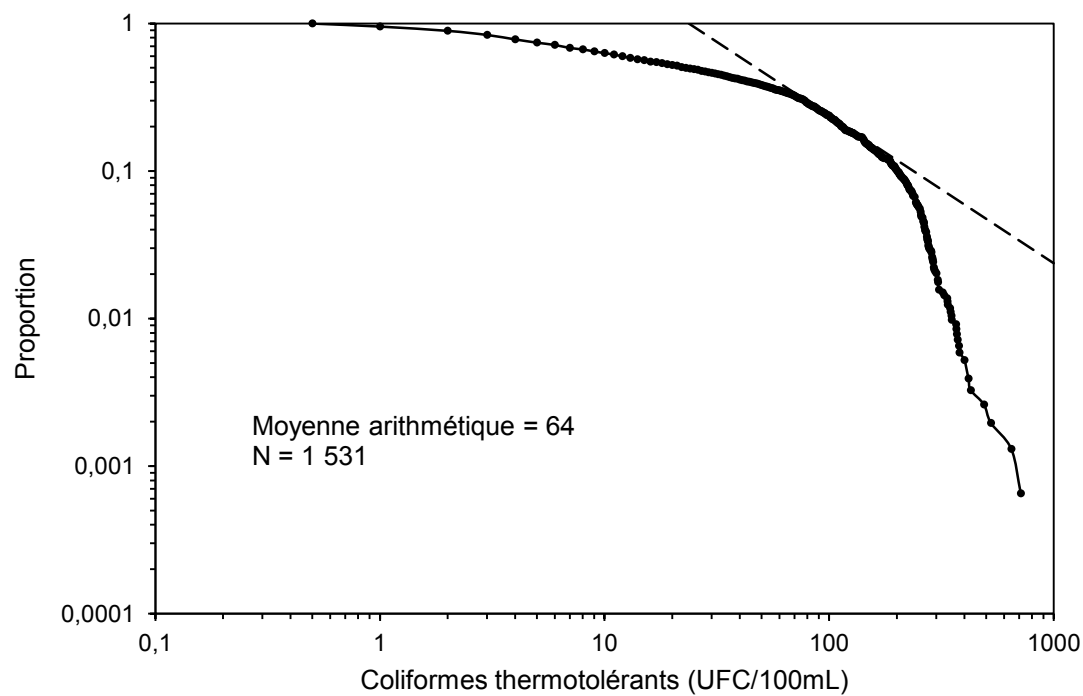


Figure A.7-1 Distribution des concentrations de coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement d'eau potable Atwater 2004-2010

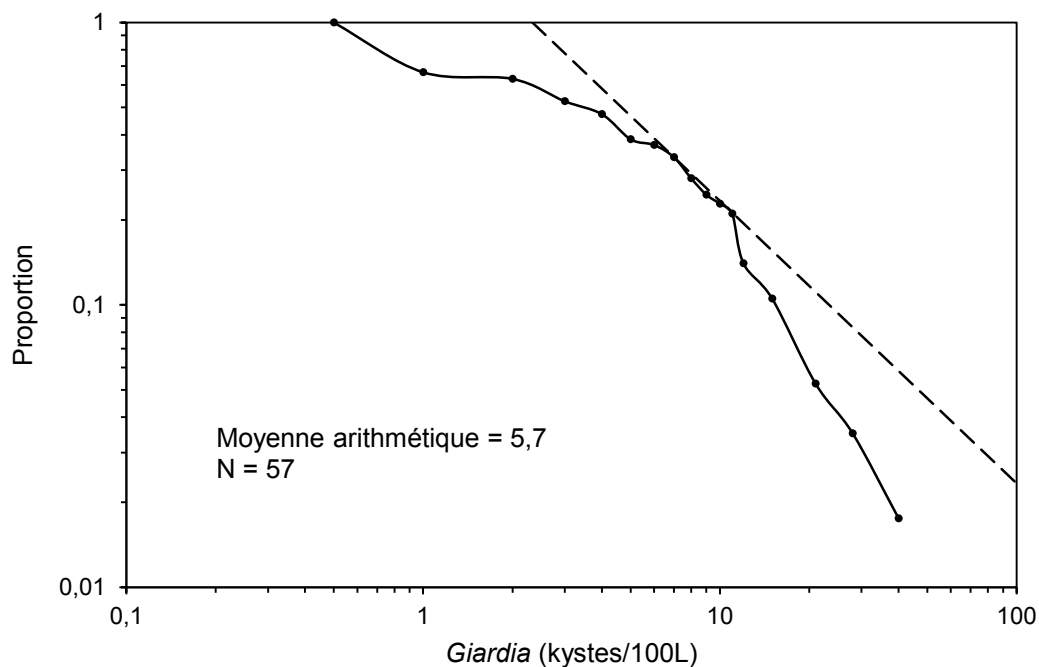


Figure A.7-2 Distribution des concentrations de *Giardia* pour l'installation de traitement d'eau potable Atwater 2004-2010

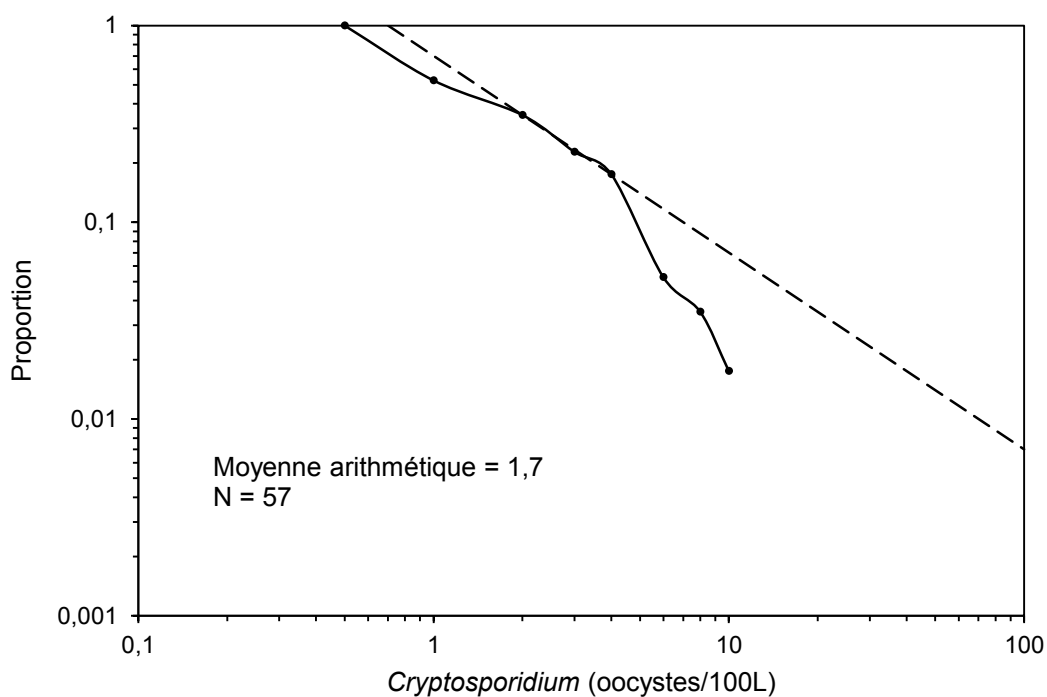


Figure A.7-3 Distribution des concentrations de *Cryptosporidium* pour l'installation de traitement d'eau potable Atwater 2004-2010

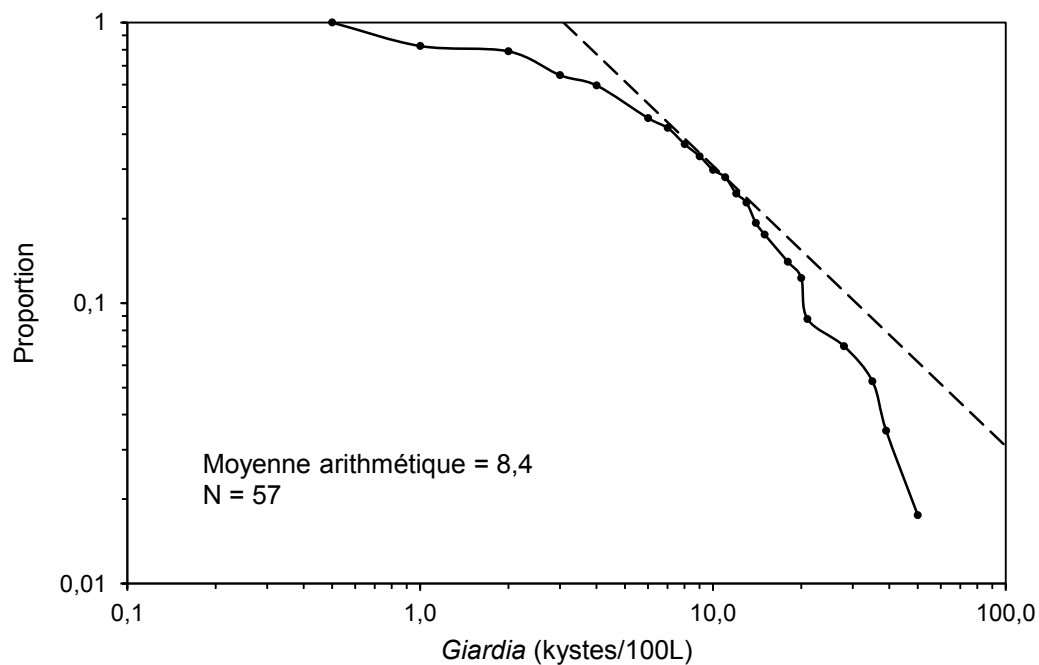


Figure A.7-4 Distribution des concentrations de *Giardia* pour l'installation de traitement d'eau potable Charles-J. Des Baillets 2004-2010

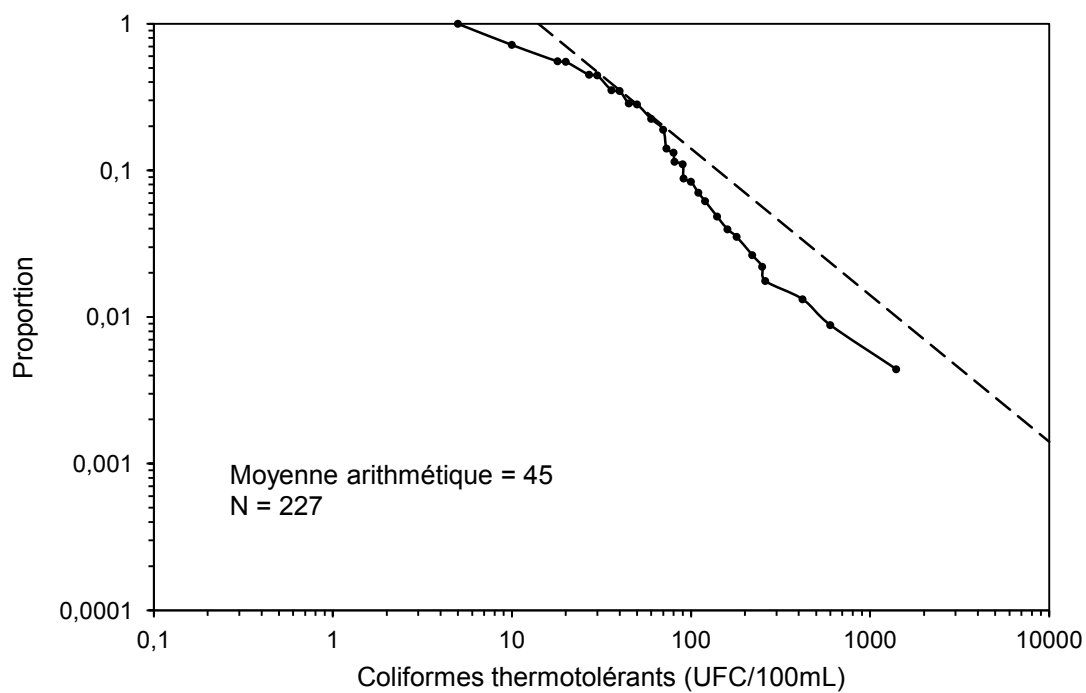


Figure A.7-5 Distribution des concentrations de coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement d'eau potable de Pointe-Claire 2006-2010

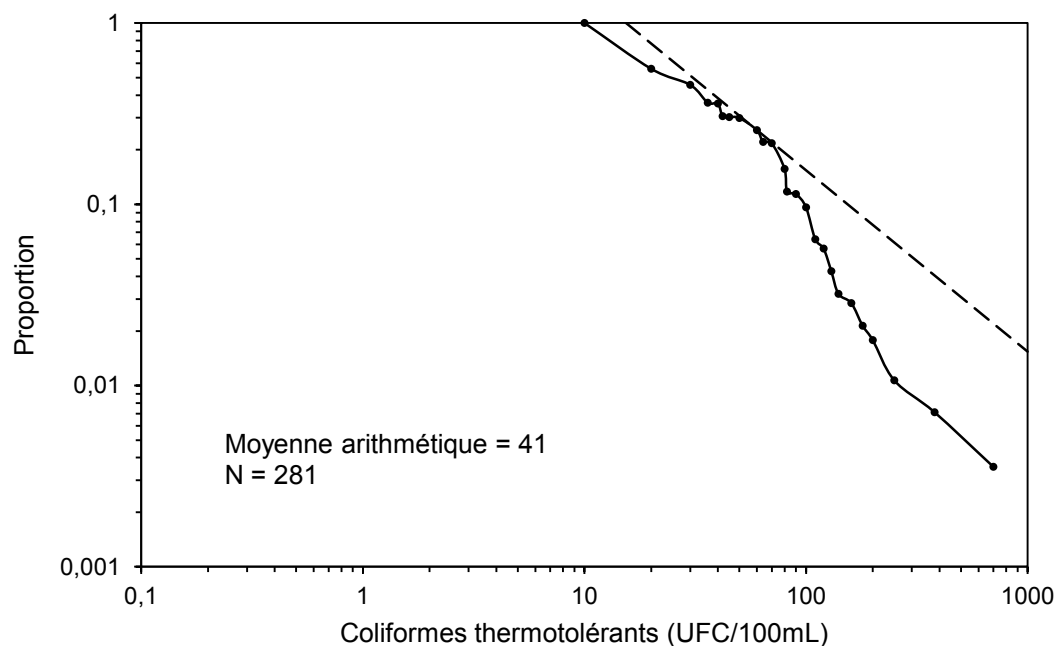


Figure A.7-6 Distribution des concentrations de coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement d'eau potable de Dorval 2005-2010

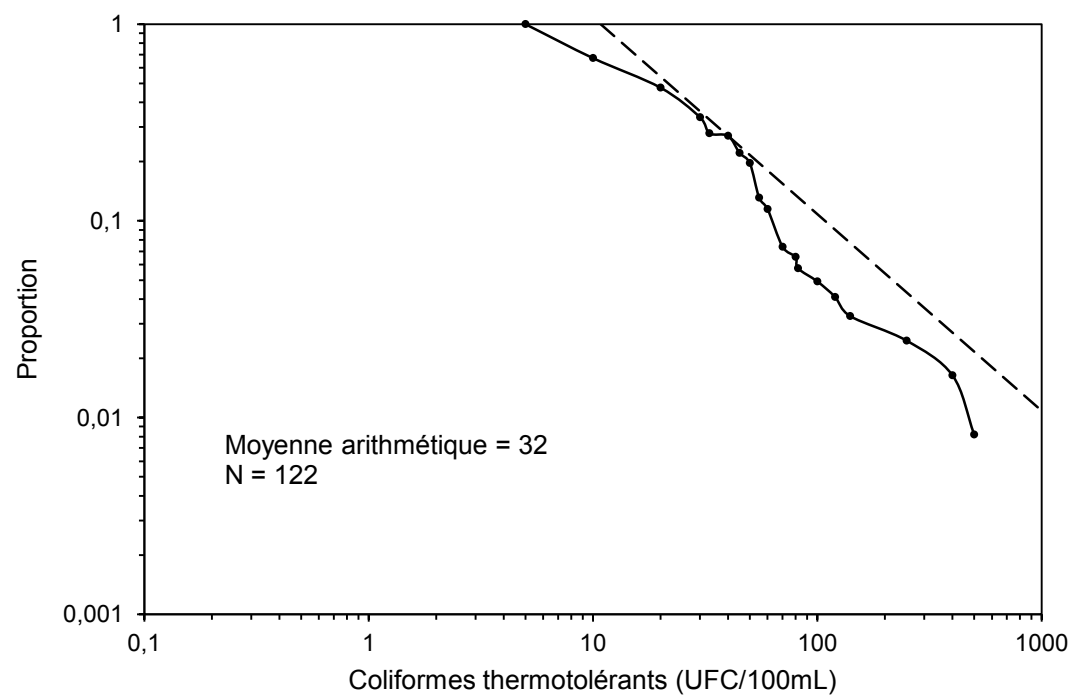


Figure A.7-7 Distribution des concentrations de coliformes thermotolérants pour l'installation de traitement d'eau potable de Lachine 2008-2010

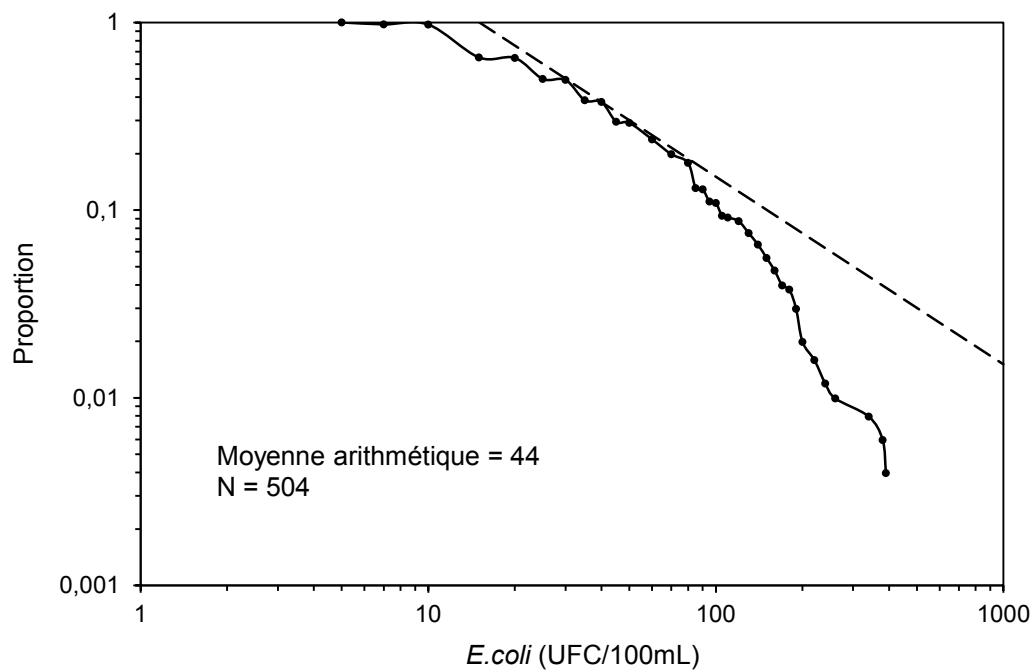


Figure A.7-8 Distribution des concentrations d'*E. coli* pour l'installation de traitement d'eau potable de Chomedey 2004-2010

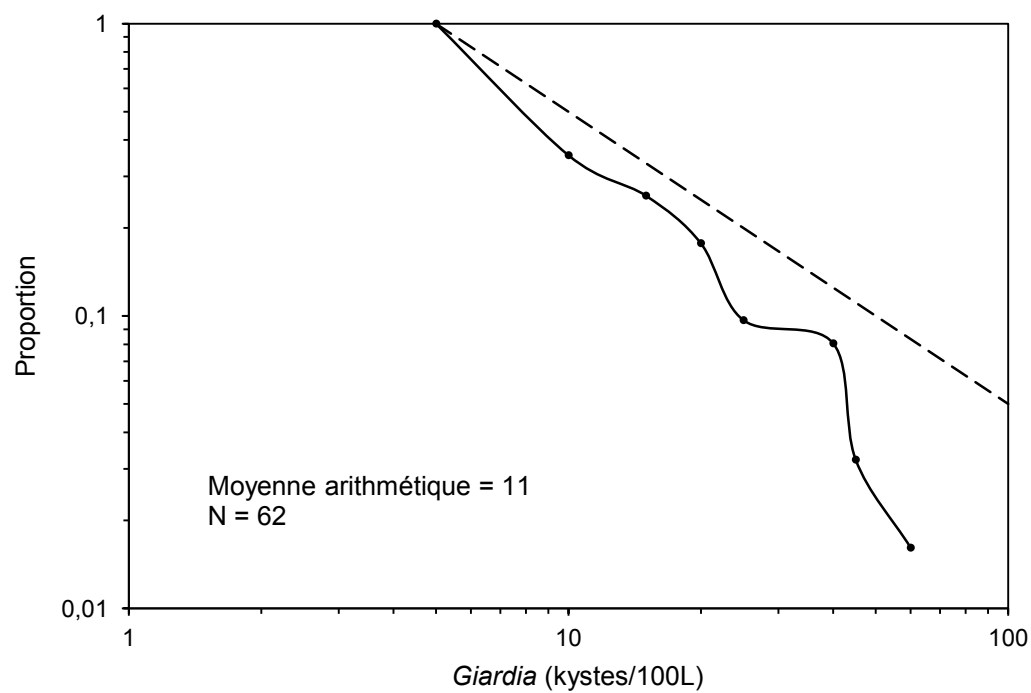


Figure A.7-9 Distribution des concentrations de *Giardia* pour l'installation de traitement d'eau potable de Chomedey 2004-2010

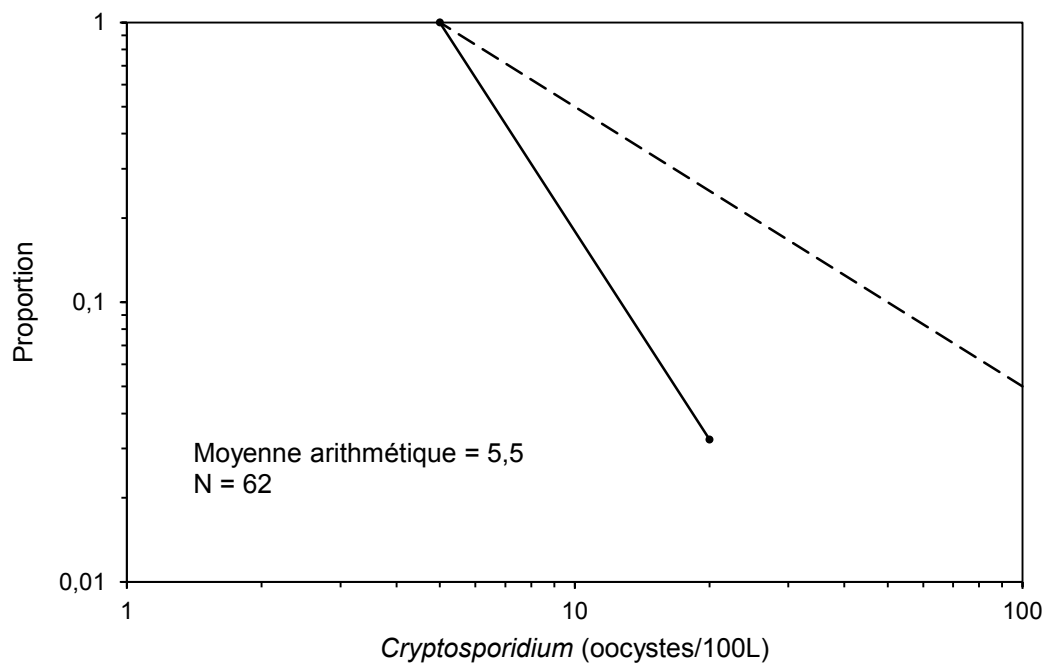


Figure A.7-10 Distribution des concentrations de *Cryptosporidium* pour l'installation de traitement d'eau potable de Chomedey 2004-2010

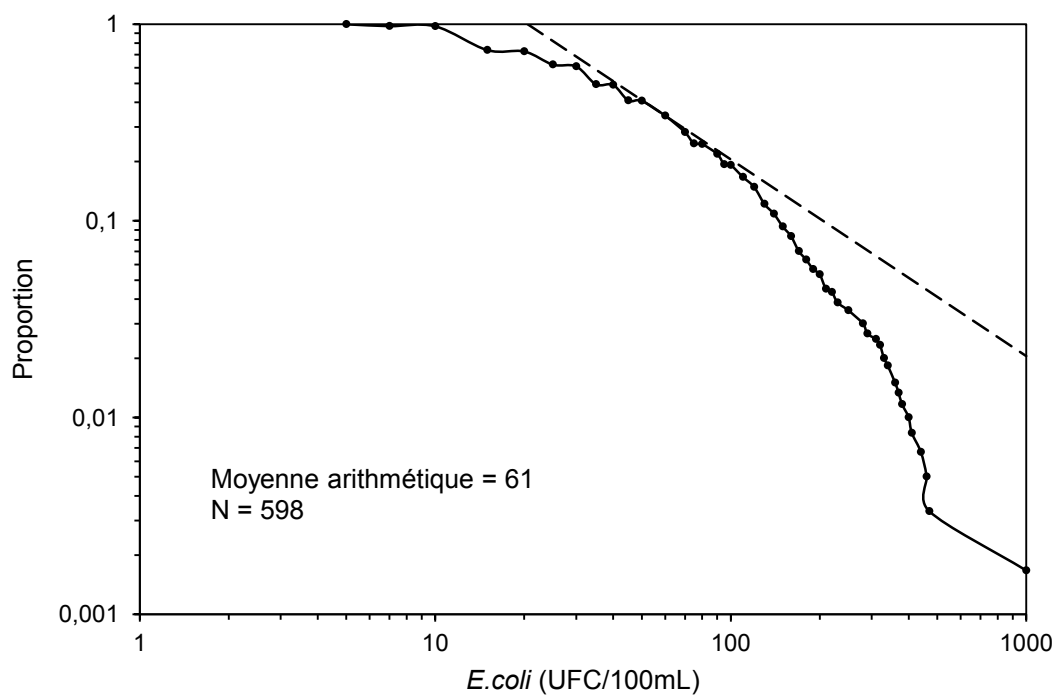


Figure A.7-11 Distribution des concentrations d'*E. coli* pour l'installation de traitement d'eau potable de Pont-Viau 2004-2010

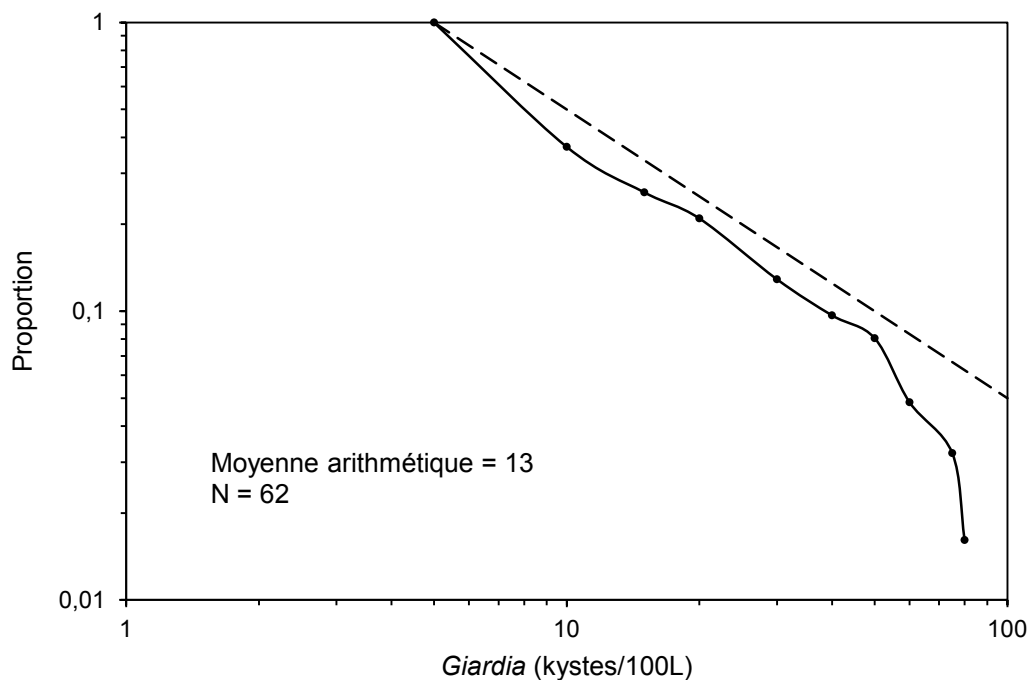


Figure A.7-12 Distribution des concentrations de *Giardia* pour l'installation de traitement d'eau potable de Pont-Viau 2004-2010

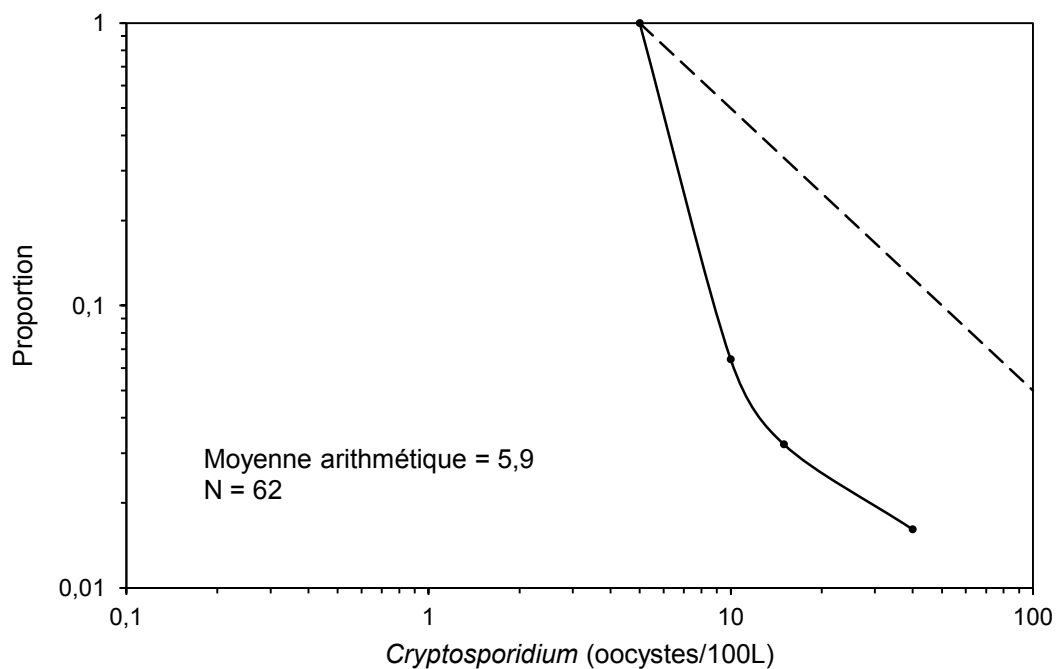


Figure A.7-13 Distribution des concentrations de *Cryptosporidium* pour l'installation de traitement d'eau potable de Pont-Viau 2004-2010

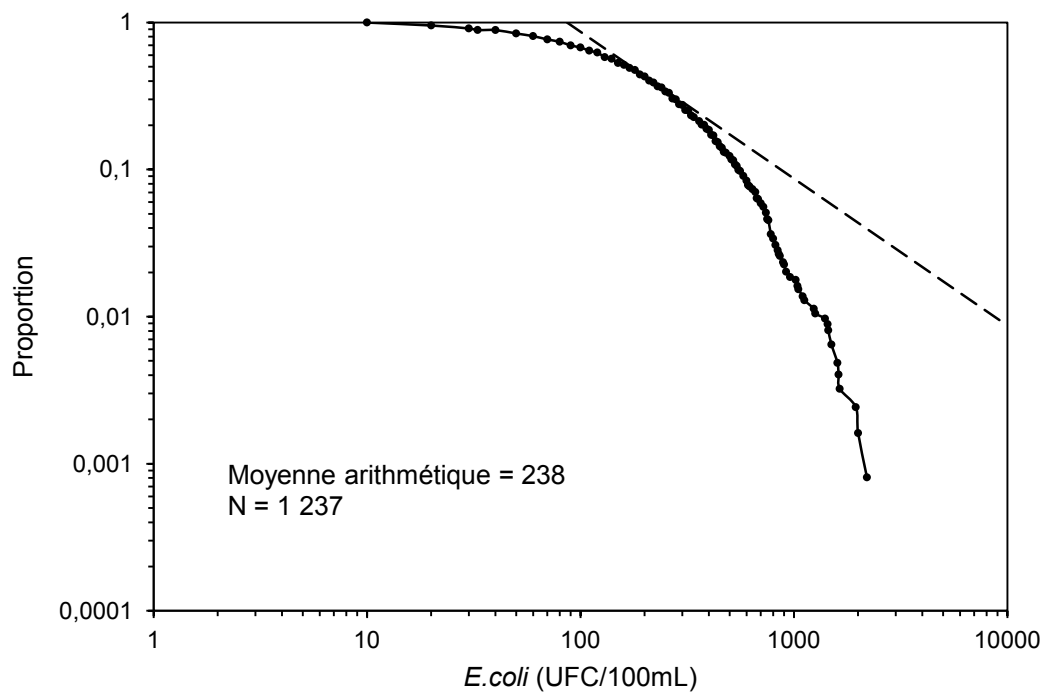


Figure A.7-14 Distribution des concentrations d'*E. coli* pour l'installation de traitement d'eau potable de Sainte-Rose 2004-2010

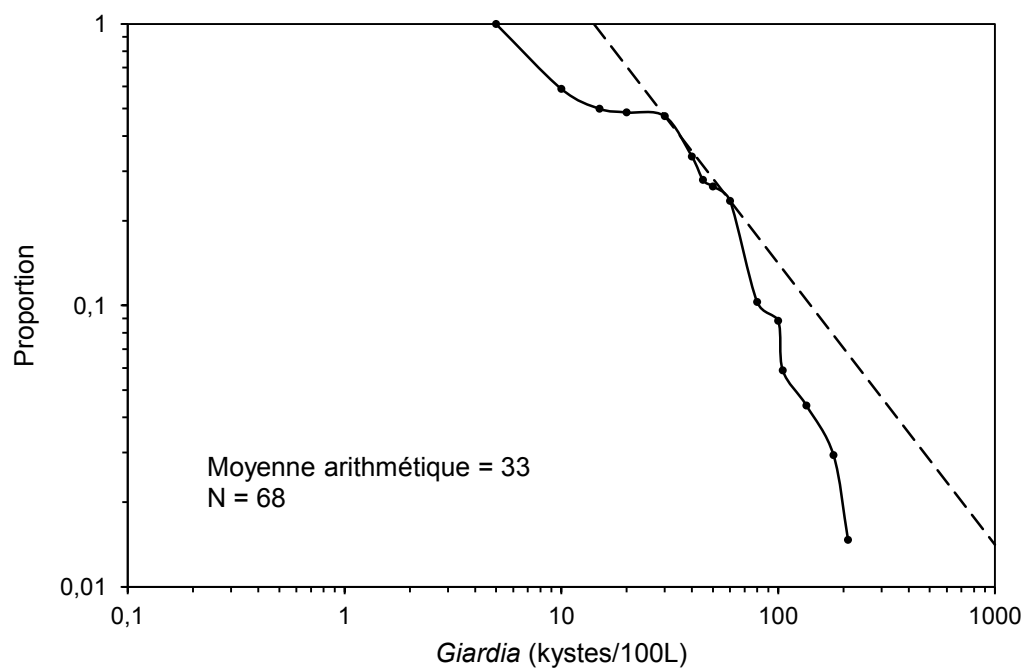


Figure A.7-15 Distribution des concentrations de *Giardia* pour l'installation de traitement d'eau potable de Sainte-Rose 2004-2010

ANNEXE 8 – ÉVALUATION DE LA LOG-NORMALITÉ DES DONNÉES DE CONCENTRATIONS DES MICROORGANISMES À L'EAU BRUTE

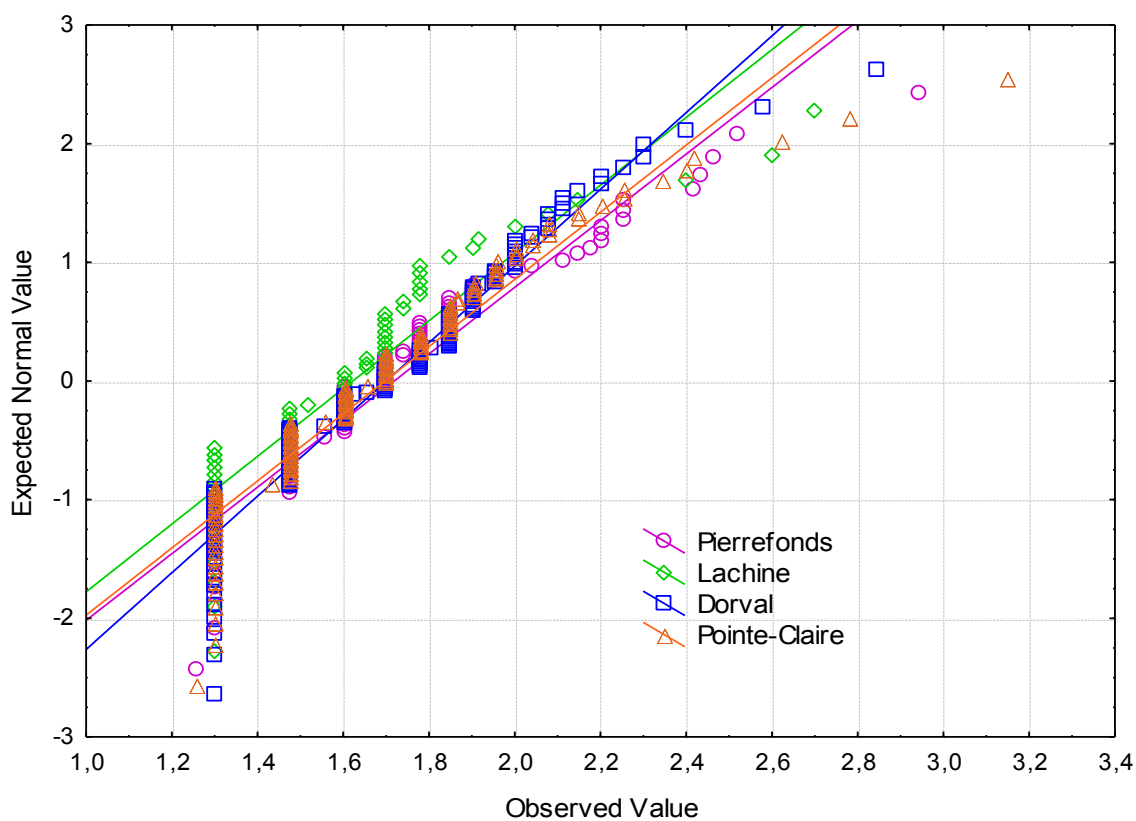


Figure A.8-1 Installations de Pierrefonds, Pointe-Claire, Dorval et Lachine - Évaluation de la log-normalité des données de coliformes thermotolérants à l'eau brute

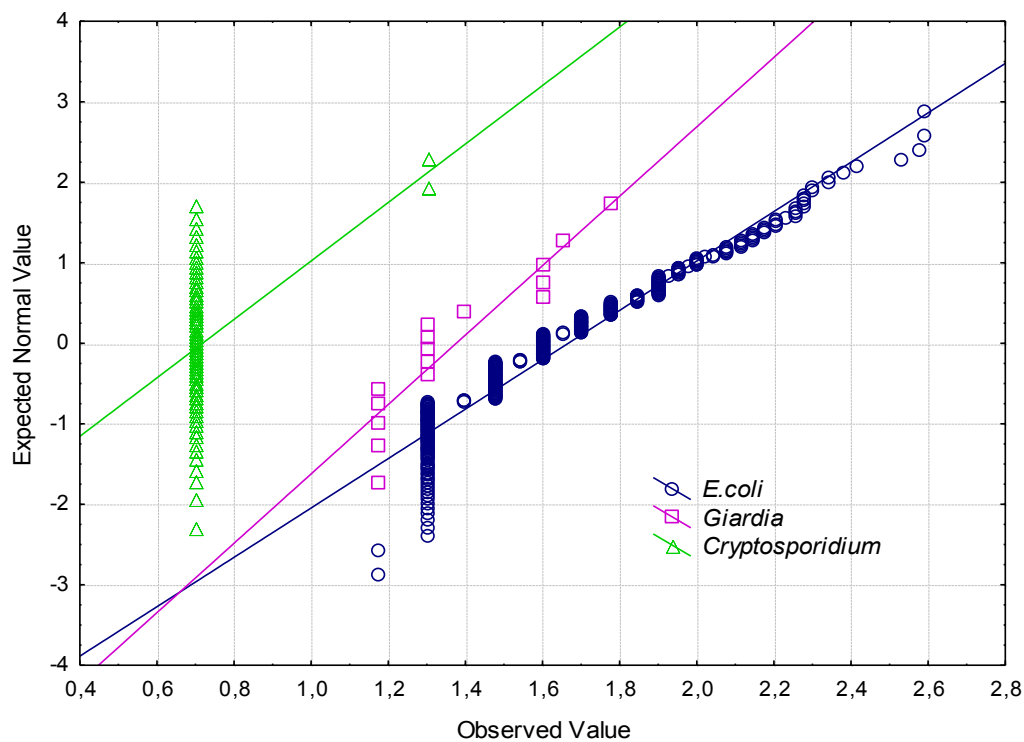


Figure A.8-2 Installation de Chomedey - Évaluation de la log-normalité des données à l'eau brute

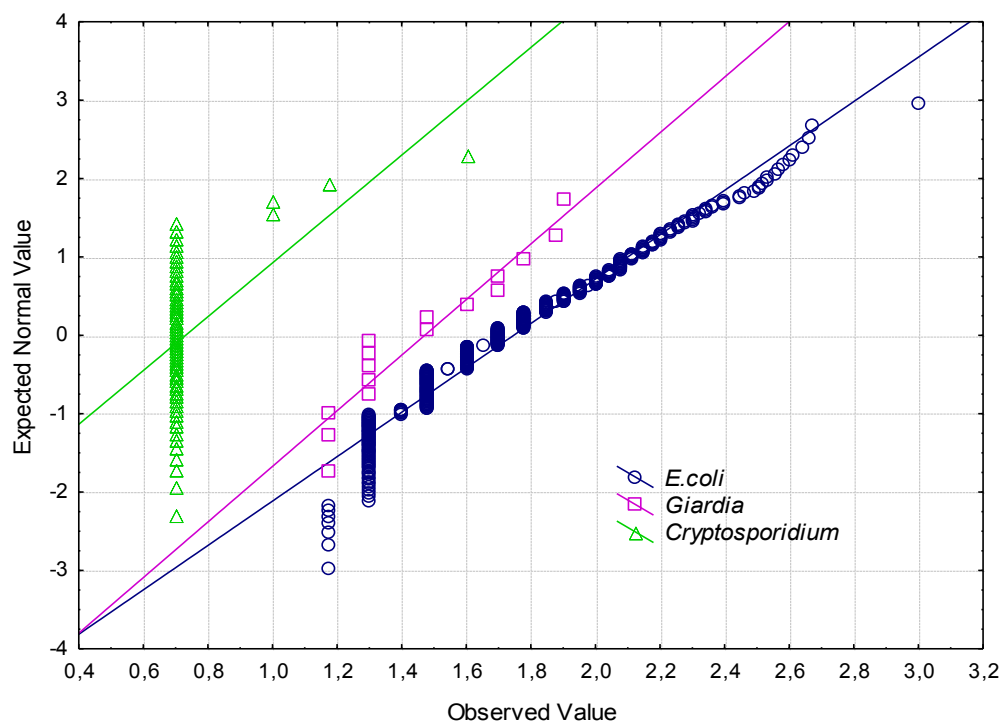


Figure A.8-3 Installation de Pont-Viau - Évaluation de la log-normalité des données à l'eau brute

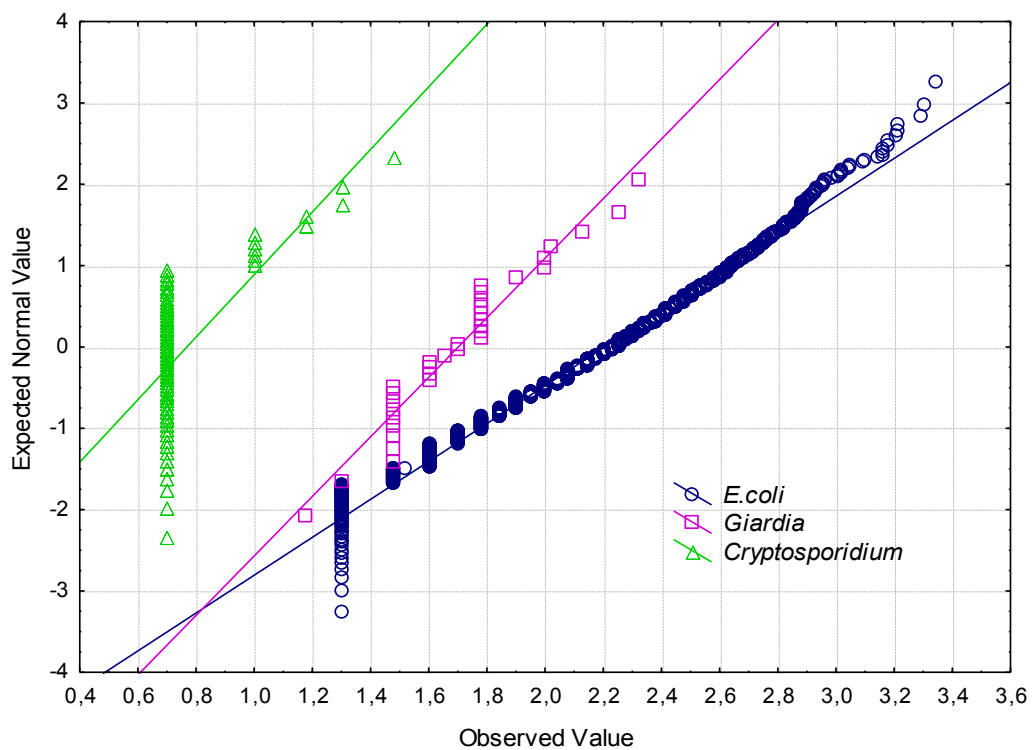


Figure A.8-4 Installation de Sainte-Rose - Évaluation de la log-normalité des données à l'eau brute

ANNEXE 9 – LOG DE RÉDUCTION POUR *CRYPTOSPORIDIUM* ET *GIARDIA* SELON SANTÉ CANADA

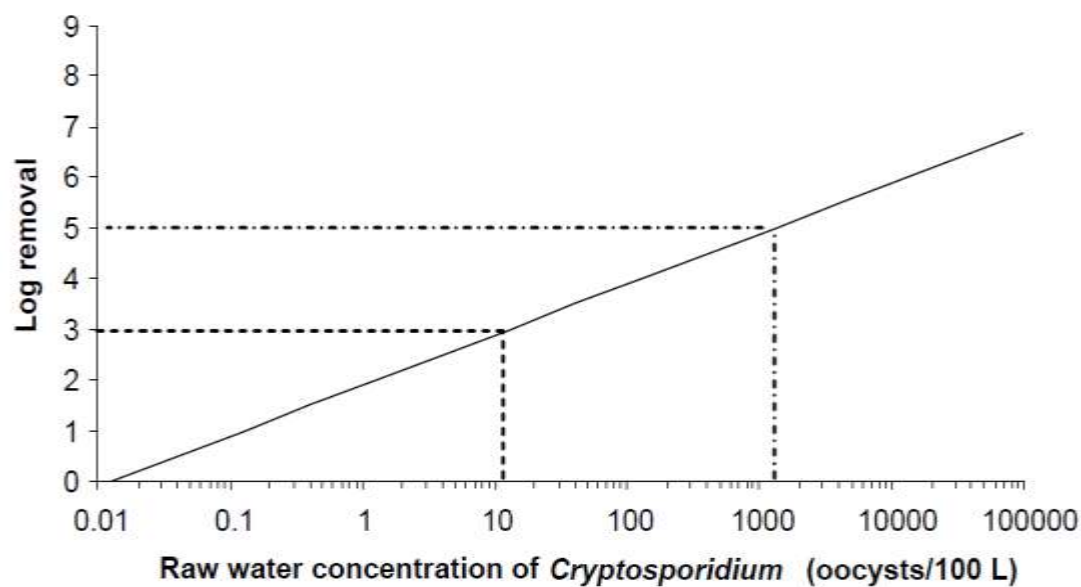


Figure A.9-1 Log de réduction pour *Cryptosporidium* pour atteindre un risque de 10^{-6} DALY/personne par année selon Santé Canada

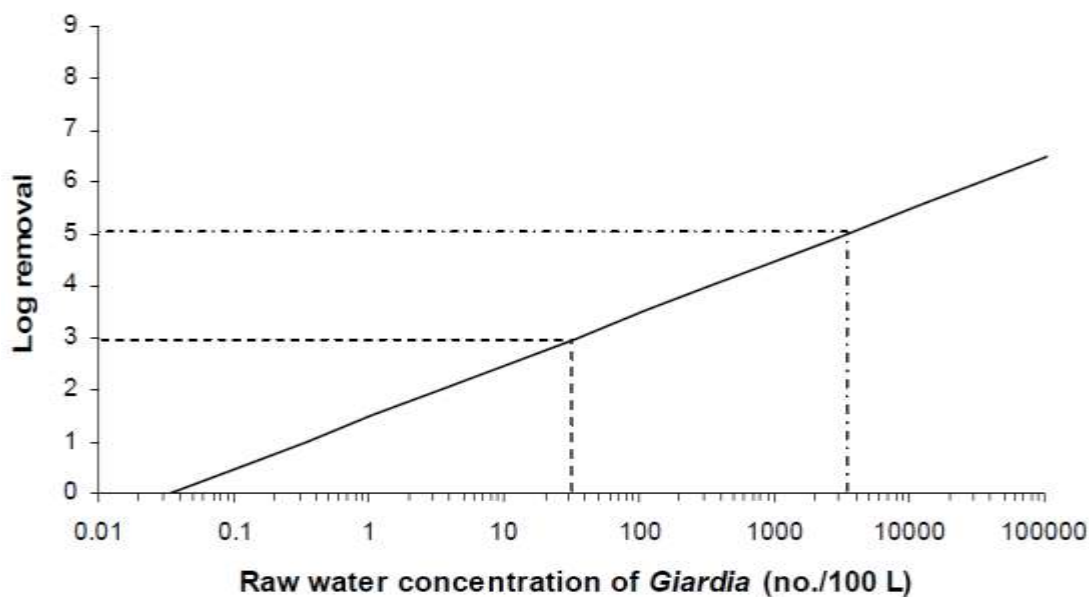


Figure A.9-2 Log de réduction pour *Giardia* pour atteindre un risque de 10^{-6} DALY/personne par année selon Santé Canada

ANNEXE 10 – CORRÉLATION ENTRE LA CONCENTRATION DES PROTOZOAIRES ET LA CONCENTRATION DE COLIFORMES THERMOTOLÉRANTS - *E. COLI*

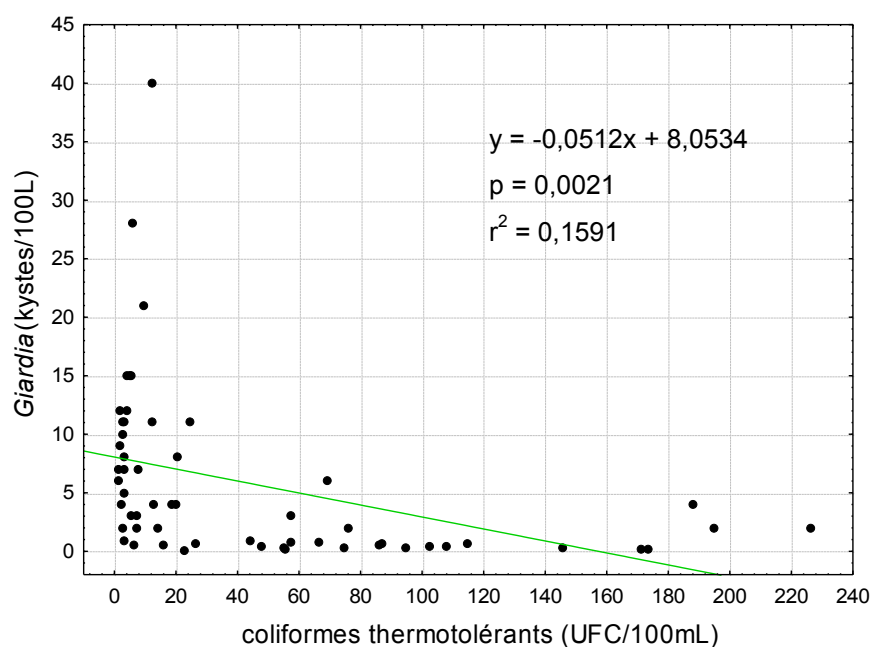


Figure A.10-1 Corrélation entre *Giardia* et coliformes thermotolérants pour l'installation Atwater

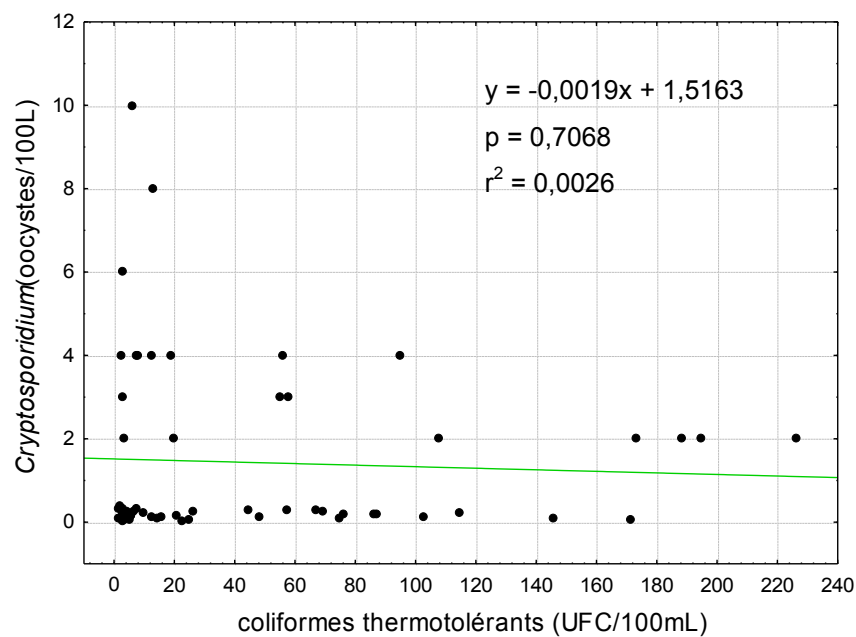


Figure A.10-2 Corrélation entre *Cryptosporidium* et coliformes thermotolérants pour l'installation
Atwater

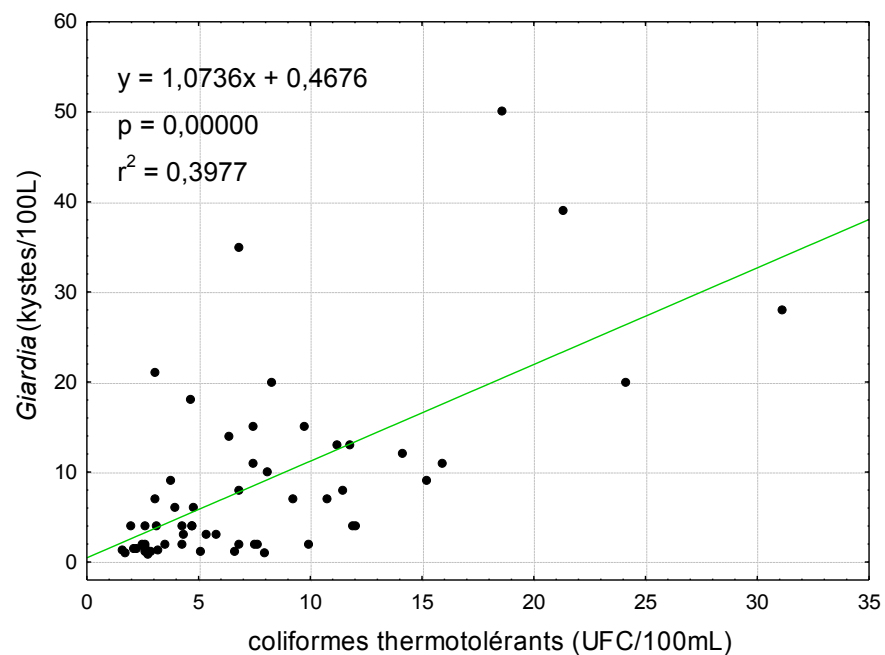


Figure A.10-3 Corrélation entre *Giardia* et coliformes thermotolérants pour l'installation Charles-J. Des Baillets

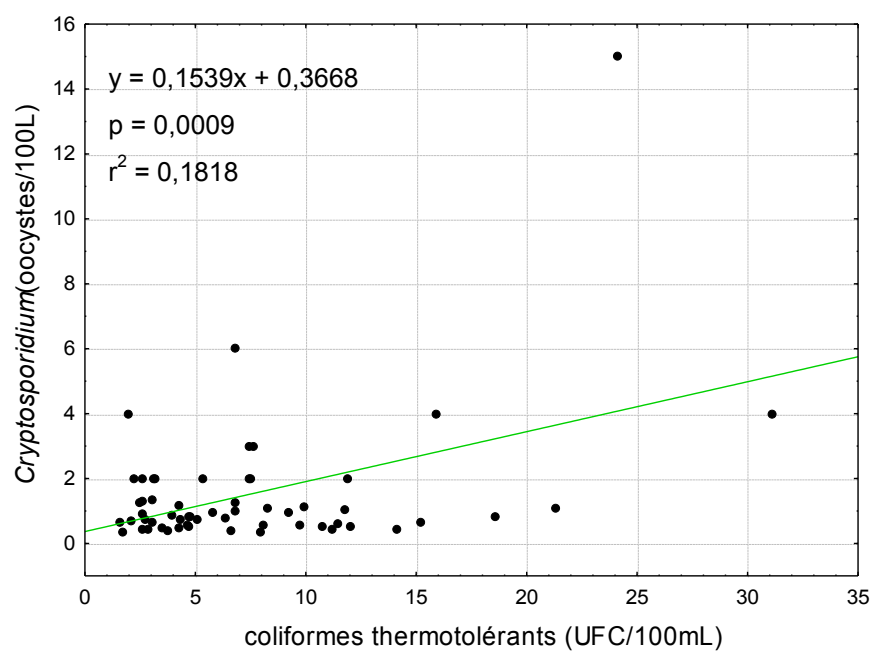


Figure A.10-4 Corrélation entre *Cryptosporidium* et coliformes thermotolérants pour l'installation Charles-J. Des Baillets

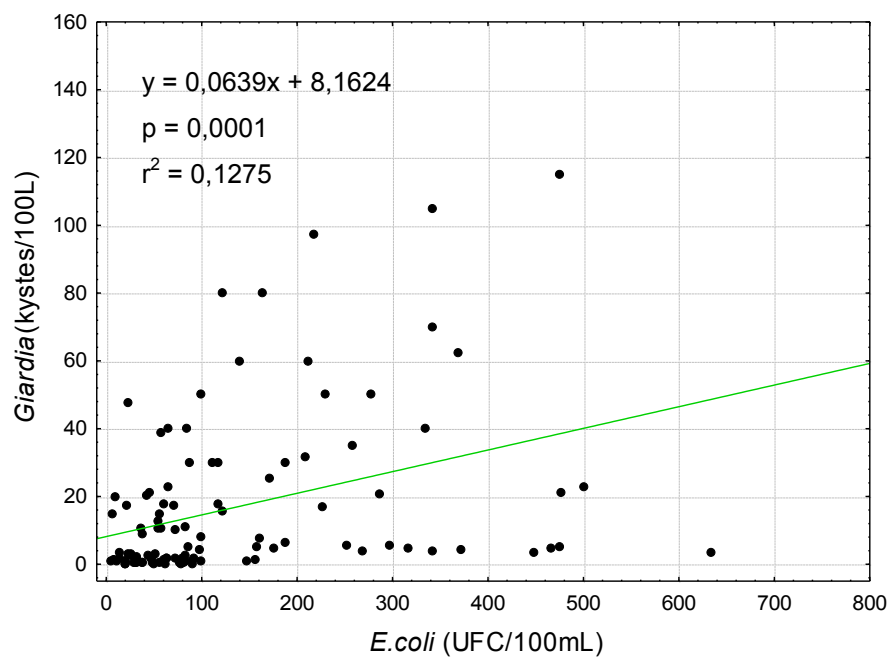


Figure A.10-5 Corrélation entre *Giardia* et *E.coli* pour les installations de Laval

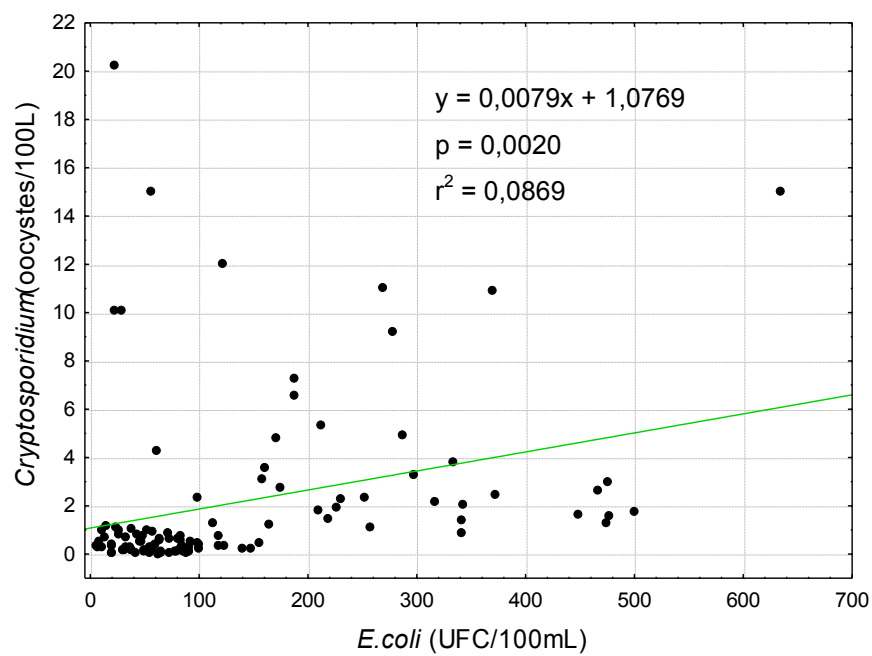


Figure A.10-6 Corrélation entre *Cryptosporidium* et *E. coli* pour les installations de Laval

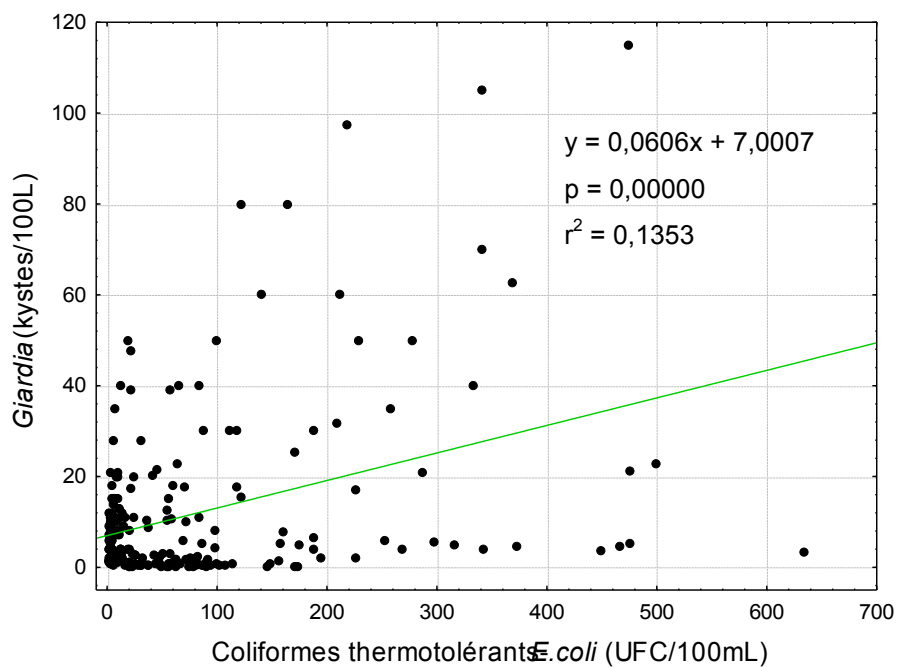


Figure A.10-7 Corrélation entre *Giardia* et coliformes thermotolérants - *E. coli* pour les installations Charles-J. Des Baillets, Atwater et Laval

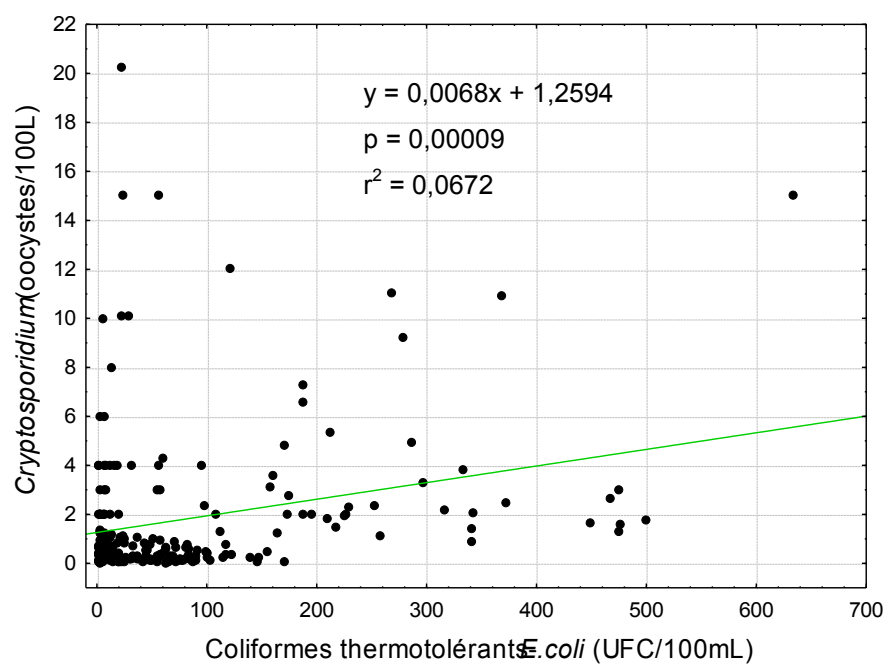


Figure A.10-8 Corrélation entre *Cryptosporidium* et coliformes thermotolérants - *E. coli* pour les installations Charles-J. Des Baillets, Atwater et Laval

ANNEXE 11 – DONNÉES DE DÉSINFECTION POUR L'ANNÉE 2009

Tableau A.11-1 Installation Atwater : données de traitement pour le procédé de chloration pour l'année 2000

Mois	Temps de séjour (min)	Chlore résiduel (mg/L)	Température (°C)	pH
Janvier	107,27	1,10	0,0	7,84
Février	105,34	1,01	0,0	7,84
Mars	110,53	1,08	4,0	7,79
Avril	105,93	1,19	9,0	7,84
Mai	108,64	1,30	14,0	7,74
Juin	88,94	1,32	20,0	7,77
Juillet	77,00	1,25	22,0	7,90
Août	77,74	1,25	24,0	7,91
Septembre	82,85	1,24	23,0	7,95
Octobre	97,34	1,18	15,0	7,95
Novembre	123,81	1,09	10,0	7,88
Décembre	102,85	1,05	4,0	7,88
Moyenne annuelle	99,02	1,17	12,1	7,86

Tableau A.11-2 Installation Charles-J. Des Baillets : données de traitement pour le procédé de chloration pour l'année 2009

Mois	Temps de séjour (min)		Chlore résiduel (mg/L)	Température (°C)	pH
	Est	Ouest			
Janvier	51,85	73,74	0,98	0,04	7,69
Février	53,53	76,18	0,99	0,04	7,75
Mars	70,87	54,42	0,99	0,61	7,73
Avril	72,85	47,48	1,00	4,92	7,64
Mai	71,44	49,32	0,99	11,10	7,56
Juin	54,39	64,29	0,99	15,89	7,56
Juillet	51,74	72,26	0,97	19,98	7,54
Août	51,44	72,60	1,03	22,96	7,56
Septembre	61,68	55,96	1,04	19,82	7,71
Octobre	55,47	69,56	1,04	12,60	7,72
Novembre	65,07	58,93	1,01	8,81	7,72
Décembre	62,01	67,05	1,03	3,02	7,76
Moyenne annuelle	60,19	63,48	1,00	9,98	7,66

Tableau A.11-3 Installation Charles-J. Des Baillets : données de traitement pour le procédé d'ozonation pour l'année 2009

Mois	Temps de séjour (min)	Ozone résiduel (mg/L)						Température (°C)	T ₁₀ /T
		Cuve 1	Cuve 2	Cuve 3	Cuve 4	Cuve 5	Cuve 6		
Janvier	4,20	0,59	0,60	0,59	0,60	0,61	0,60	0,04	0,78
Février	4,28	0,64	0,66	0,66	0,66	0,67	0,66	0,04	0,78
Mars	4,31	0,72	0,73	0,73	0,73	0,75	0,73	0,61	0,77
Avril	4,27	0,47	0,51	0,51	0,50	0,54	0,53	4,92	0,78
Mai	4,41	0,26	0,31	0,29	0,31	0,30	0,38	11,10	0,77
Juin	4,16	0,27	0,29	0,32	0,33	0,30	0,41	15,89	0,78
Juillet	4,22	0,22	0,23	0,23	0,24	0,21	0,23	19,98	0,78
Août	4,22	0,17	0,18	0,17	0,19	0,17	0,17	22,96	0,78
Septembre	4,27	0,22	0,23	0,22	0,24	0,22	0,20	19,82	0,78
Octobre	4,41	0,36	0,38	0,39	0,41	0,38	0,35	12,60	0,77
Novembre	4,42	0,46	0,48	0,48	0,50	0,48	0,46	8,81	0,77
Décembre	4,49	0,73	0,73	0,72	0,73	0,72	0,71	3,02	0,76
Moy. annuelle	4,30	0,43	0,44	0,44	0,45	0,45	0,45	9,98	0,77

Tableau A.11-4 Installation de Pointe-Claire : données de traitement pour le procédé de chloration pour l'année 2009

Mois	Temps de séjour sortie 42" (min)	Temps de séjour sortie 36" (min)	Chlore résiduel sortie 42" (mg/L)	Température sortie 42" (°C)	pH sortie 42"
Janvier	667,67	450,31	0,90	0,82	7,81
Février	675,74	452,93	0,91	0,87	7,82
Mars	822,27	453,85	0,91	1,24	7,91
Avril	906,32	463,00	0,89	6,23	7,87
Mai	678,82	446,15	0,90	13,43	7,63
Juin	583,17	440,11	0,94	17,89	7,38
Juillet	679,68	445,71	0,92	21,58	7,37
Août	546,08	437,80	1,00	23,54	7,42
Septembre	457,11	418,98	1,00	19,38	7,37
Octobre	688,28	460,71	0,96	11,39	7,43
Novembre	824,07	425,43	0,95	7,21	7,58
Décembre	703,60	345,51	1,00	2,46	7,66
Moy. annuelle	686,07	436,71	0,94	10,50	7,61

Tableau A.11-5 Installation de Dorval : données de traitement pour le procédé de chloration pour l'année 2009

Mois	Section 1			Section 2			Température (°C)
	Temps de séjour (min)	Chlore résiduel (mg/L)	pH	Temps de séjour (min)	Chlore résiduel (mg/L)	pH	
Janvier	204,59	0,99	7,33	214,17	1,02	7,35	2,45
Février	204,81	0,98	7,22	221,09	0,95	7,27	2,54
Mars	220,72	1,01	7,39	224,47	0,98	7,39	2,89
Avril	208,21	1,00	7,22	252,51	0,95	7,04	6,33
Mai	213,59	0,98	7,15	223,20	0,96	7,07	13,09
Juin	207,52	0,99	7,19	200,00	0,96	7,33	17,78
Juillet	203,89	0,97	7,24	213,08	0,95	7,25	21,52
Août	211,18	1,01	7,18	191,92	0,99	7,15	23,80
Septembre	207,05	0,98	7,26	207,29	0,99	7,27	20,04
Octobre	210,01	0,97	7,35	237,86	1,00	7,40	12,25
Novembre	211,78	0,99	7,11	273,35	0,95	7,10	7,84
Décembre	245,08	1,00	7,36	239,51	0,98	7,23	2,57
Moy. annuelle	212,37	0,99	7,25	224,87	0,97	7,24	11,09

Tableau A.11-6 Installation de Lachine : données de traitement pour le procédé de chloration pour l'année 2009

Mois	Bas pH			Haut pH			Température (°C)
	Temps de séjour (min)	Chlore résiduel (mg/L)	pH	Temps de séjour (min)	Chlore résiduel (mg/L)	pH	
Janvier	81,37	1,03	6,49	24,71	0,87	7,14	1,43
Février	84,69	1,07	6,51	25,72	0,90	7,33	1,35
Mars	86,49	1,04	6,45	26,26	0,91	7,26	1,66
Avril	92,28	1,04	6,56	28,02	0,96	7,23	6,83
Mai	91,72	1,06	6,48	27,85	0,80	7,29	13,90
Juin	87,88	1,03	6,62	26,69	0,84	7,17	18,27
Juillet	97,09	1,12	6,73	29,48	0,94	7,39	21,55
Août	93,01	1,33	6,61	28,24	1,07	7,27	23,90
Septembre	91,84	1,20	6,59	27,89	1,01	7,32	20,31
Octobre	98,98	1,12	6,46	30,06	0,88	7,25	13,94
Novembre	92,64	1,10	6,46	28,13	1,05	7,58	7,51
Décembre	91,04	1,11	6,56	27,65	0,92	7,13	2,70
Moy. annuelle	90,75	1,10	6,54	27,56	0,93	7,28	11,11

Tableau A.11-7 Installation de Pierrefonds : données de traitement pour le procédé de chloration
pour l'année 2009

Mois	Temps de séjour (min)	Chlore résiduel (mg/L)	Température (°C)	pH
Janvier	218,50	1,10	0,64	7,15
Février	237,13	1,39	0,65	7,19
Mars	265,19	1,38	0,76	7,16
Avril	256,52	1,40	8,83	6,96
Mai	227,45	1,39	12,75	6,98
Juin	220,43	1,42	18,23	7,11
Juillet	231,61	1,51	21,84	7,16
Août	188,96	1,49	23,18	7,17
Septembre	183,79	1,56	19,33	7,15
Octobre	262,44	1,40	11,33	7,20
Novembre	266,51	1,41	6,89	7,13
Décembre	233,71	1,35	1,82	7,09
Moyenne annuelle	232,69	1,40	10,52	7,12

Tableau A.11-8 Installation de Pierrefonds : données de traitement pour le procédé d'ozonation
pour l'année 2009

Mois	Ozone résiduel		Décroissance d'ozone			Température (°C)
	Ozone 2 (mg/L)	Temps de séjour (min)	Ozone C ₀ (mg/L)	k	Temps de séjour (min)	
Janvier	0,06	4,96	0,20	0,3563	6,20	0,64
Février	0,12	5,14	0,34	0,2984	6,42	0,65
Mars	0,21	5,28	0,41	0,1866	6,61	0,76
Avril	0,00	5,28	0,00	0,0000	6,60	8,83
Mai	0,00	4,80	0,00	0,0000	6,00	12,75
Juin	0,00	4,59	0,00	0,0000	5,74	18,23
Juillet	0,09	496	1,15	0,7712	6,21	21,84
Août	0,04	4,50	1,49	1,2006	5,62	23,18
Septembre	0,16	4,48	2,10	0,8441	5,59	19,33
Octobre	0,31	5,69	1,55	0,4181	7,12	11,33
Novembre	0,30	5,79	1,02	0,3104	7,23	6,89
Décembre	0,18	5,45	0,90	0,4294	6,82	1,82
Moy. annuelle	0,12	5,08	0,76	0,4013	6,35	10,52

Tableau A.11-9 Installation de Chomedey : données de traitement pour le procédé de chloration
pour l'année 2009

Mois	Avant chaux			Après chaux			Température (°C)
	Temps de séjour (min)	Chlore résiduel (mg/L)	pH	Temps de séjour (min)	Chlore résiduel (mg/L)	pH	
Janvier	108,50	1,03	6,27	311,84	1,03	7,11	0,89
Février	109,38	1,20	6,25	315,24	1,20	6,98	0,90
Mars	108,83	1,15	6,37	313,44	1,15	7,00	0,95
Avril	108,42	0,97	6,18	312,85	0,97	7,49	5,57
Mai	106,02	1,09	5,91	306,44	1,09	7,58	12,68
Juin	104,99	1,30	5,68	303,99	1,30	7,43	17,94
Juillet	116,36	1,43	5,74	336,62	1,43	7,36	21,58
Août	110,81	1,41	5,90	320,45	1,41	7,58	23,07
Septembre	106,27	1,36	6,21	306,46	1,36	7,73	19,21
Octobre	119,70	1,06	6,22	345,09	1,06	7,67	11,69
Novembre	119,27	0,87	6,39	343,22	0,87	7,64	7,37
Décembre	117,95	0,79	6,40	338,28	0,79	7,59	2,44
Moy. annuelle	111,37	1,14	6,13	321,16	1,14	7,43	10,36

Tableau A.11-10 Installation de Chomedey : données de traitement pour le procédé d'ozonation
pour l'année 2009

Mois	Temps de séjour (min)	Ozone résiduel (mg/L)	Température (°C)	pH
Janvier	10,41	0,08	0,89	6,27
Février	10,26	0,01	0,90	6,25
Mars	10,30	0,01	0,95	6,37
Avril	10,34	0,31	5,57	6,18
Mai	10,11	0,44	12,68	5,91
Juin	10,14	0,38	17,94	5,68
Juillet	11,12	0,32	21,58	5,74
Août	10,54	0,29	23,07	5,90
Septembre	10,29	0,38	19,21	6,21
Octobre	11,64	0,36	11,69	6,22
Novembre	11,51	0,35	7,37	6,39
Décembre	11,38	0,36	2,44	6,40
Moyenne annuelle	10,67	0,27	10,36	6,13

Tableau A.11-11 Installation de Pont-Viau : données de traitement pour le procédé de chloration
pour l'année 2009

Mois	Avant chaux			Après chaux			Température (°C)
	Temps de séjour (min)	Chlore résiduel (mg/L)	pH	Temps de séjour (min)	Chlore résiduel (mg/L)	pH	
Janvier	660,04	0,88	6,27	66,43	0,88	7,41	0,62
Février	633,52	0,88	6,17	63,58	0,88	7,40	0,40
Mars	646,94	0,97	6,20	64,91	0,97	7,46	0,52
Avril	634,32	1,02	6,39	63,52	1,02	7,48	5,53
Mai	563,56	1,13	6,66	56,68	1,13	7,50	12,95
Juin	537,68	1,31	6,11	53,71	1,31	7,48	18,72
Juillet	581,43	1,43	6,24	58,07	1,43	7,52	21,99
Août	532,15	1,46	6,16	53,17	1,46	7,67	23,54
Septembre	586,08	1,36	6,11	58,54	1,36	7,67	19,13
Octobre	652,25	1,06	6,24	65,52	1,06	7,68	10,85
Novembre	673,00	0,95	6,41	67,62	0,95	7,72	6,77
Décembre	652,95	0,86	6,47	65,60	0,86	7,77	1,75
Moy. annuelle	612,83	1,11	6,29	61,45	1,11	7,56	10,23

Tableau A.11-12 Installation de Pont-Viau : données de traitement pour le procédé d'ozonation
pour l'année 2009

Mois	Usine 1		Usine 2		Température (°C)	pH
	Temps de séjour (min)	Ozone résiduel (mg/L)	Temps de séjour (min)	Ozone résiduel (mg/L)		
Janvier	26,07	0,01	40,39	0,01	0,62	6,27
Février	24,81	0,01	38,43	0,01	0,40	6,17
Mars	25,39	0,01	39,33	0,01	0,52	6,20
Avril	24,97	0,26	38,69	0,26	5,53	6,39
Mai	22,19	0,32	34,38	0,32	12,95	6,66
Juin	20,89	0,29	32,37	0,29	18,72	6,11
Juillet	22,95	0,42	35,55	0,42	21,99	6,24
Août	21,07	0,48	32,65	0,48	23,54	6,16
Septembre	23,19	0,54	35,94	0,54	19,13	6,11
Octobre	25,51	0,50	39,52	0,50	10,85	6,24
Novembre	23,38	0,31	36,22	0,31	6,77	6,41
Décembre	22,98	0,28	35,60	0,28	1,75	6,47
Moyenne annuelle	23,62	0,29	36,59	0,29	10,23	6,29

Tableau A.11-13 Installation de Sainte-Rose : données de traitement pour le procédé de chloration pour l'année 2009

Mois	Avant chaux			Après chaux			Température (°C)
	Temps de séjour (min)	Chlore résiduel (mg/L)	pH	Temps de séjour (min)	Chlore résiduel (mg/L)	pH	
Janvier	259,36	0,79	6,02	282,45	0,79	7,33	0,40
Février	255,40	0,81	6,06	278,17	0,81	7,33	0,40
Mars	249,96	0,82	6,10	272,35	0,82	7,35	0,52
Avril	233,91	0,89	5,98	255,04	0,89	7,49	5,53
Mai	223,77	1,12	5,65	243,82	1,12	7,51	12,95
Juin	220,06	1,30	5,76	239,55	1,30	7,54	18,72
Juillet	228,07	1,41	6,21	248,17	1,41	7,46	21,99
Août	205,33	1,42	6,62	223,50	1,42	7,55	23,55
Septembre	216,97	1,31	6,33	236,18	1,31	7,58	19,13
Octobre	255,66	1,06	5,73	278,29	1,06	7,48	10,85
Novembre	270,15	0,90	5,81	294,10	0,90	7,34	6,77
Décembre	269,15	0,81	6,07	293,19	0,81	7,16	1,65
Moy. annuelle	240,65	1,05	6,03	262,07	1,05	7,43	10,20

Tableau A.11-14 Installation de Sainte-Rose : données de traitement pour le procédé d'ozonation pour l'année 2009

Mois	Temps de séjour (min)	Ozone résiduel (mg/L)	Température (°C)	pH
Janvier	25,53	0,36	0,40	6,02
Février	25,40	0,28	0,40	6,06
Mars	24,61	0,38	0,52	6,10
Avril	22,69	0,38	5,53	5,98
Mai	22,19	0,36	12,95	5,65
Juin	21,66	0,37	18,72	5,76
Juillet	22,56	0,39	21,99	6,21
Août	20,36	0,39	23,55	6,62
Septembre	21,51	0,40	19,13	6,33
Octobre	25,38	0,40	10,85	5,73
Novembre	26,69	0,37	6,77	5,81
Décembre	26,62	0,35	1,65	6,07
Moyenne annuelle	23,77	0,37	10,20	6,03

ANNEXE 12 – LOG D'INACTIVATION POUR L'ANNÉE 2009

Installations de traitement		<i>Cryptosporidium</i>		<i>Giardia</i>		Virus		<i>E. coli</i>		<i>Campylobacter</i>	
		SC	IDDF	SC	IDDF	SC	IDDF	SC	IDDF	SC	IDDF
Atwater		0,03	0,03	2,6	0,97	8,0	3,75	8,0	5,9	8,0	5,9
Charles-J. Des Baillets	Est	0,21	0,21	5,3	4,9	12,0	10,4	16,0	16,0	16,0	16,0
	Ouest	0,21	0,21	5,3	5,0	12,0	10,5	16,0	16,0	16,0	16,0
Pointe- Claire	Sortie 42"	0,18	0,17	8,0	2,6	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0
	Sortie 36"	0,11	0,11	8,0	2,2	8,0	7,1	8,0	8,0	8,0	8,0
Dorval	Section 1	0,06	0,06	5,5	3,4	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0
	Section 2	0,06	0,06	5,8	3,6	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0
Lachine	sans p5	0,04	0,04	4,1	3,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0
	avec p5	–	0,04	–	2,9	–	8,0	–	8,0	–	8,0
Pierrefonds	ozone résiduel	0,15	0,15	10,6	5,6	12,0	11,1	16,0	16,0	16,0	16,0
	décroissance ozone	–	0,26	–	8,0	–	12,0	–	16,0	–	16,0
Chomedey		0,44	0,43	12,0	11,7	12,0	12,0	16,0	16,0	16,0	16,0
Pont-Viau	Usine 1	0,91	0,86	12,0	12,0	12,0	12,0	16,0	16,0	16,0	16,0
	Usine 2	1,3	1,2	12,0	12,0	12,0	12,0	16,0	16,0	16,0	16,0
Sainte-Rose		1,1	0,98	12,0	12,0	12,0	12,0	16,0	16,0	16,0	16,0

ANNEXE 13 – GRAPHIQUES SYNTHÈSE DU LOG DE RÉDUCTION POUR L'ANNÉE 2009

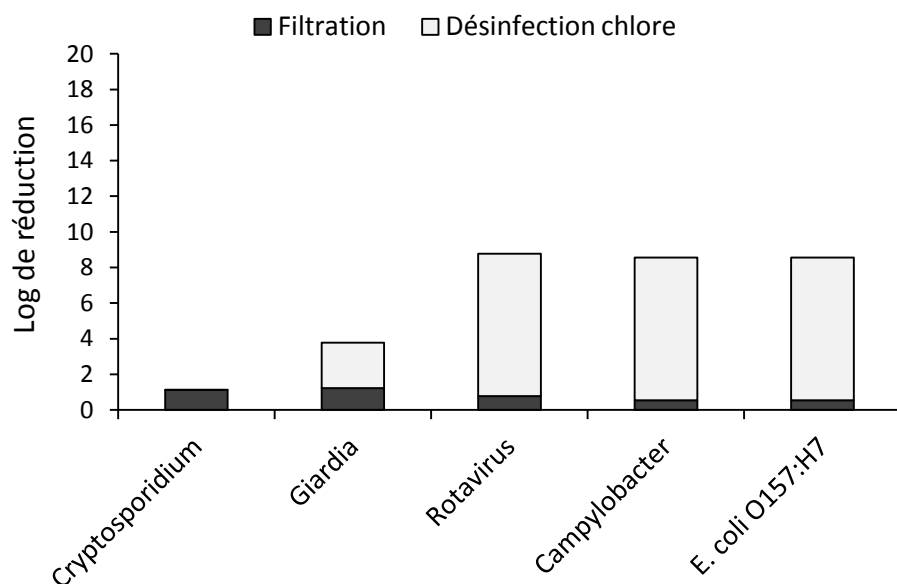


Figure A.13-1 Installation Atwater 2009 - Log de réduction pour chaque microorganisme

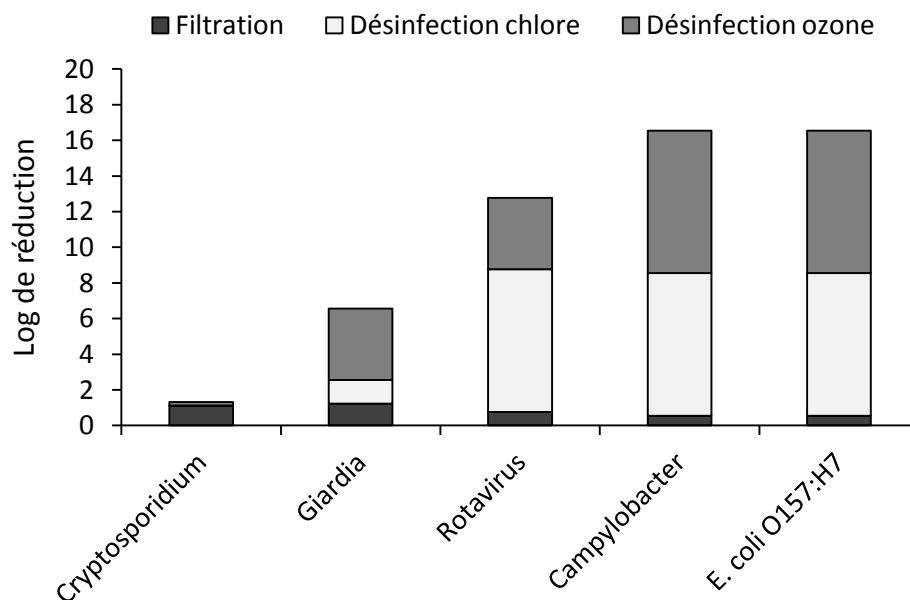


Figure A.13-2 Installation Charles-J. Des Baillets 2009 - Log de réduction pour chaque microorganisme



Figure A.13-3 Installation de Pointe-Claire 2009 - Log de réduction pour chaque microorganisme

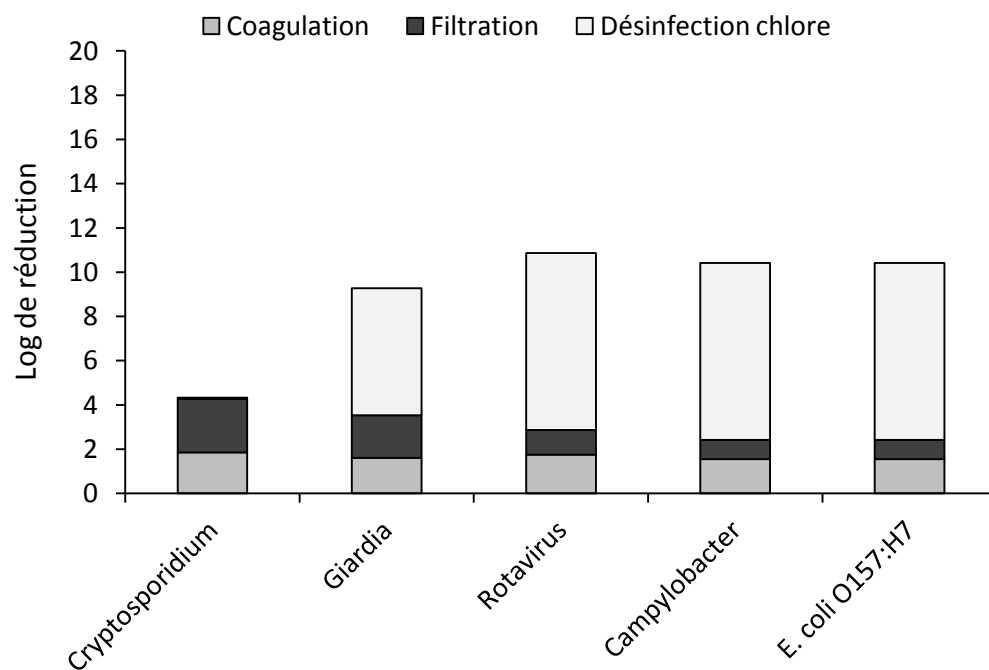


Figure A.13-4 Installation de Dorval 2009 - Log de réduction pour chaque microorganisme

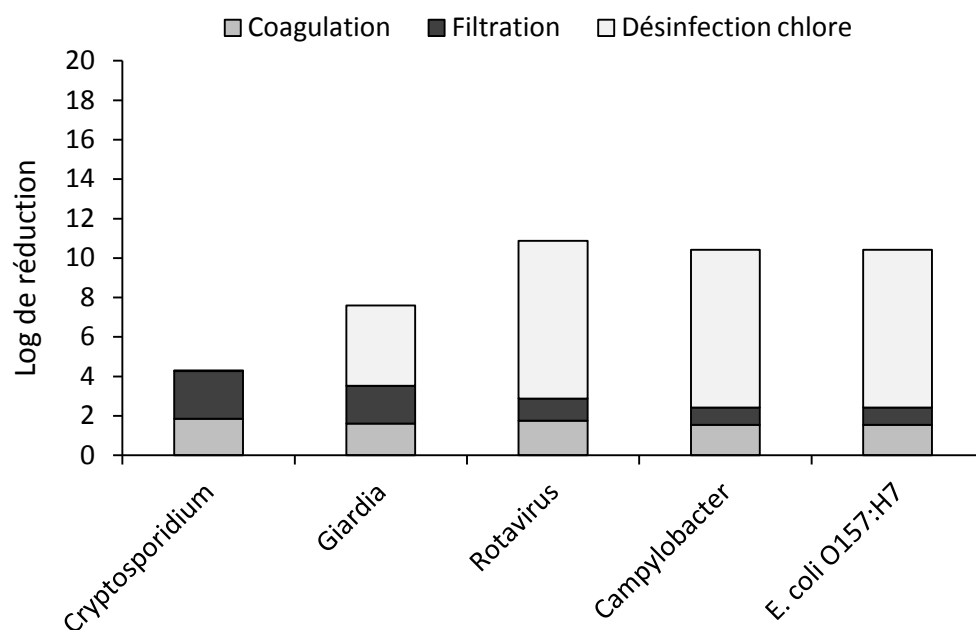


Figure A.13-5 Installation de Lachine 2009 - Log de réduction pour chaque microorganisme

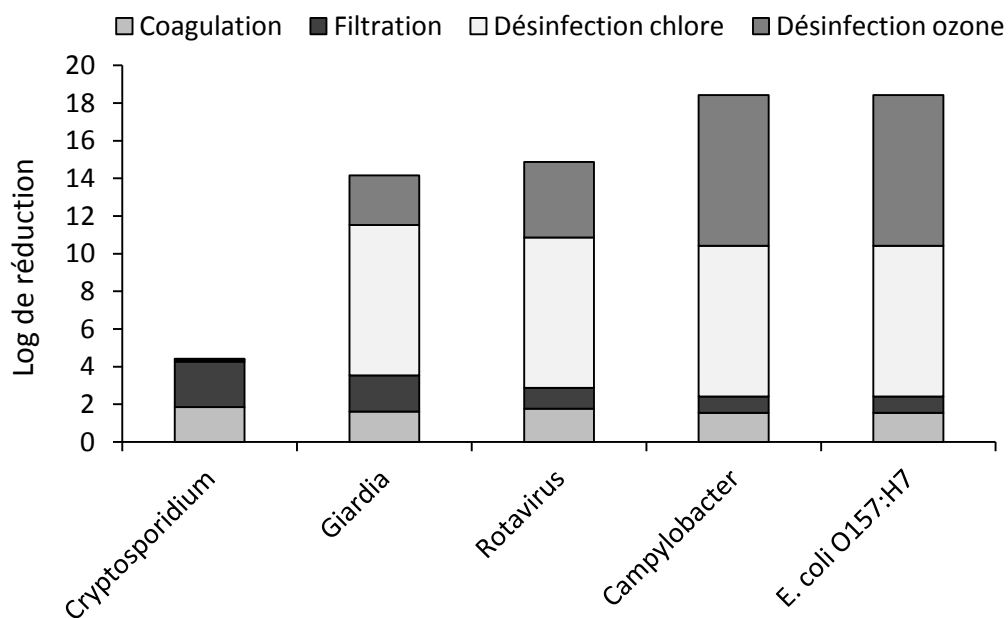


Figure A.13-6 Installation de Pierrefonds 2009 - Log de réduction pour chaque microorganisme

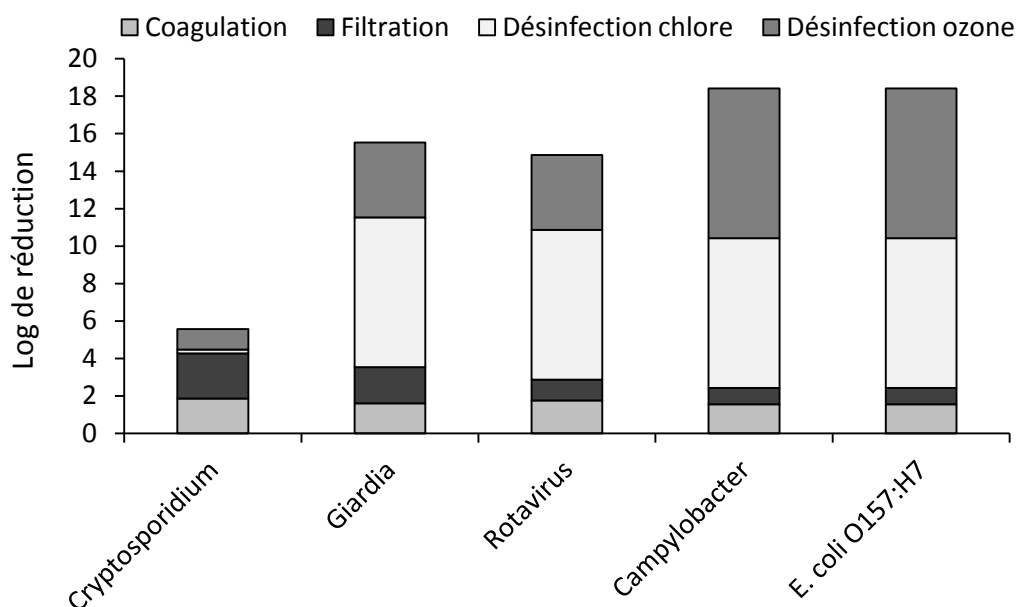


Figure A.13-7 Installation de Pont-Viau 2009 - Log de réduction pour chaque microorganisme

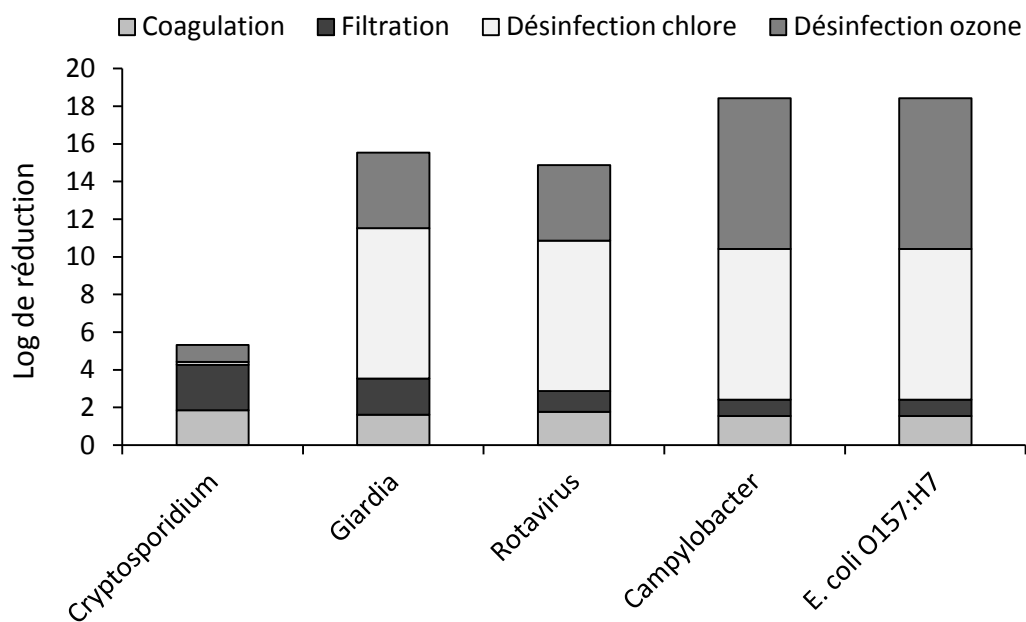


Figure A.13-8 Installation de Sainte-Rose 2009 - Log de réduction pour chaque microorganisme

ANNEXE 14 – DONNÉES MICROBIOLOGIQUES À L'EAU BRUTE POUR L'ANNÉE 2009

Installations	Paramètres	<i>Cryptosporidium</i> (oocystes/100L)	<i>Giardia</i> (kystes/100L)	Rotavirus (virus/100L)	<i>Campylobacter</i> (UFC/100L)	<i>E.coli</i> (UFC/100L)
Atwater	Moyenne	1,0	4,5	0,55	550	28 856
	Écart-type	1,0	7,0	0,45	454	30 092
Charles-J. Des Baillets	Moyenne	1,1	7,2	0,26	256	5 481
	Écart-type	0,84	11	0,34	344	4 149
Pointe-Claire	Moyenne	0,54	2,7	0,54	541	19 956
	Écart-type	0,45	2,3	0,45	454	19 578
Dorval	Moyenne	0,77	3,9	0,77	771	26 735
	Écart-type	1,4	7,0	1,4	1 392	25 251
Lachine	Moyenne	0,53	2,7	0,53	532	15 675
	Écart-type	0,45	2,3	0,45	454	13 504
Pierrefonds	Moyenne	0,75	3,7	0,75	746	21 500
	Écart-type	1,6	7,9	1,6	1 585	32 799
Chomedey	Moyenne	5,0	11	1,7	1 670	32 128
	Écart-type	5,0	6,3	2,4	2 375	35 313
Pont-Viau	Moyenne	5,0	19	2,7	2 653	53 265
	Écart-type	5,0	23	3,5	3 503	48 179
Sainte-Rose	Moyenne	6,4	38	6,8	6 762	158 624
	Écart-type	4,5	28	4,3	4 331	133 529

Les cases ombragées sont des valeurs par défaut.

Méthode de calcul des valeurs par défaut du tableau

Une valeur par défaut a été associée à chacune des données d'*E. coli* pour 2009. La moyenne et l'écart-type ont ensuite été calculés pour la totalité de ces valeurs par défaut.

ANNEXE 15 – RISQUES MICROBIOLOGIQUES ANNUELS POUR LES INSTALLATIONS DE TRAITEMENT SELON LA MÉTHODE DE SANTÉ CANADA OU LA MÉTHODE IDDF

Tableau A.15-1 Risques microbiologiques annuels exprimés en DALY/personne par année selon
la méthode de Santé Canada

Installations	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	Rotavirus	<i>Campylobacter</i>	<i>E. coli</i> O157:H7
Atwater	5,3E-06	2,2E-08	6,9E-12	2,7E-09	5,4E-09
Charles-J. Des Baillets (Est)	4,2E-06	6,9E-11	3,2E-16	1,3E-17	1,0E-17
Charles-J. Des Baillets (Ouest)	4,2E-06	5,9E-11	3,2E-16	1,3E-17	1,0E-17
Pointe-Claire (sortie 42")	1,5E-09	2,3E-16	5,3E-14	3,6E-11	5,0E-11
Pointe-Claire (sortie 36")	1,7E-09	2,3E-16	5,3E-14	3,6E-11	5,0E-11
Dorval (section 1)	2,8E-09	1,0E-13	7,6E-14	5,1E-11	6,7E-11
Dorval (section 2)	2,8E-09	6,0E-14	7,6E-14	5,1E-11	6,7E-11
Lachine	2,0E-09	2,0E-12	5,2E-14	3,5E-11	3,9E-11
Pierrefonds	2,2E-09	8,0E-19	7,4E-18	4,9E-19	5,4E-19
Chomedey	7,4E-09	9,1E-20	1,7E-17	1,1E-18	8,1E-19
Pont-Viau (usine 1)	2,5E-09	1,7E-19	2,6E-17	1,8E-18	1,3E-18
Pont-Viau (usine 2)	1,0E-09	1,7E-19	2,6E-17	1,8E-18	1,3E-18
Sainte-Rose	2,3E-09	3,3E-19	6,7E-17	4,5E-18	4,0E-18

Tableau A.15-2 Risques microbiologiques annuels exprimés en DALY/personne par année selon la méthode IDDF

Installations	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	Rotavirus	<i>Campylobacter</i>	<i>E. coli</i> O157:H7
Atwater	5,3E-06	8,4E-07	1,2E-07	3,1E-07	6,2E-07
Charles-J. Des Baillets (Est)	4,2E-06	1,5E-10	1,3E-14	1,3E-17	1,0E-17
Charles-J. Des Baillets (Ouest)	4,2E-06	1,4E-10	1,0E-14	1,3E-17	1,0E-17
Pointe-Claire (sortie 42")	1,5E-09	5,7E-11	5,3E-14	3,6E-11	5,0E-11
Pointe-Claire (sortie 36")	1,7E-09	1,4E-10	4,4E-13	3,6E-11	5,0E-11
Dorval (section 1)	2,8E-09	1,2E-11	7,6E-14	5,1E-11	6,7E-11
Dorval (section 2)	2,8E-09	9,5E-12	7,6E-14	5,1E-11	6,7E-11
Lachine (sans la pompe 5)	2,0E-09	2,4E-11	5,2E-14	3,5E-11	3,9E-11
Lachine (avec la pompe 5)	2,0E-09	2,9E-11	5,2E-14	3,5E-11	3,9E-11
Pierrefonds (O ₃ résiduel)	2,2E-09	9,0E-14	5,9E-17	4,9E-19	5,4E-19
Pierrefonds (décroissance O ₃)	1,7E-09	3,2E-16	7,4E-18	4,9E-19	5,4E-19
Chomedey	7,6E-09	2,0E-19	1,7E-17	1,1E-18	8,1E-19
Pont-Viau (usine 1)	2,8E-09	1,7E-19	2,6E-17	1,8E-18	1,3E-18
Pont-Viau (usine 2)	1,4E-09	1,7E-19	2,6E-17	1,8E-18	1,3E-18
Sainte-Rose	2,8E-09	3,3E-19	6,7E-17	4,5E-18	4,0E-18

Tableau A.15-3 Comparaison des risques microbiologiques selon la méthode de Santé Canada ou IDDF pour l'installation Atwater

Microorganismes	Risque (DALY/personne par année)	
	Santé Canada	IDDF
<i>Cryptosporidium</i>	5,3E-06	5,3E-06
<i>Giardia</i>	2,2E-08	8,4E-07
<i>E. coli</i> O157:H7	5,4E-09	6,2E-07
<i>Campylobacter</i>	2,7E-09	3,1E-07
Rotavirus	6,9E-12	1,2E-07

Tableau A.15-4 Comparaison des risques microbiologiques selon la méthode de Santé Canada ou IDDF pour l'installation Charles-J. Des Baillets

Microorganismes	Risque (DALY/personne par année)			
	Santé Canada Est	IDDF Est	Santé Canada Ouest	IDDF Ouest
<i>Cryptosporidium</i>	4,2E-06	4,2E-06	4,2E-06	4,2E-06
<i>Giardia</i>	6,9E-11	1,5E-10	5,9E-11	1,4E-10
<i>E. coli</i> O157:H7	1,0E-17	1,0E-17	1,0E-17	1,0E-17
<i>Campylobacter</i>	1,3E-17	1,3E-17	1,3E-17	1,3E-17
Rotavirus	3,2E-16	1,3E-14	3,2E-16	1,0E-14

Tableau A.15-5 Comparaison des risques microbiologiques selon la méthode de Santé Canada ou IDDF pour l'installation de Pointe-Claire

Microorganismes	Risque (DALY/personne par année)			
	Santé Canada Sortie 42"	IDDF Sortie 42"	Santé Canada Sortie 36"	IDDF Sortie 36"
<i>Cryptosporidium</i>	1,5E-09	1,5E-09	1,7E-09	1,7E-09
<i>Giardia</i>	2,3E-16	5,7E-11	2,3E-16	1,4E-10
<i>E. coli</i> O157:H7	5,0E-11	5,0E-11	5,0E-11	5,0E-11
<i>Campylobacter</i>	3,6E-11	3,6E-11	3,6E-11	3,6E-11
Rotavirus	5,3E-14	5,3E-14	5,3E-14	4,4E-13

Tableau A.15-6 Comparaison des risques microbiologiques selon la méthode de Santé Canada ou IDDF pour l'installation de Dorval

Microorganismes	Risque (DALY/personne par année)			
	Santé Canada Section 1	IDDF Section 1	Santé Canada Section 2	IDDF Section 2
<i>Cryptosporidium</i>	2,8E-09	2,8E-09	2,8E-09	2,8E-09
<i>Giardia</i>	1,0E-13	1,2E-11	6,0E-14	9,5E-12
<i>E. coli</i> O157:H7	6,7E-11	6,7E-11	6,7E-11	6,7E-11
<i>Campylobacter</i>	5,1E-11	5,1E-11	5,1E-11	5,1E-11
Rotavirus	7,6E-14	7,6E-14	7,6E-14	7,6E-14

Tableau A.15-7 Comparaison des risques microbiologiques selon la méthode de Santé Canada ou IDDF pour l'installation de Lachine

Microorganismes	Risque (DALY/personne par année)		
	Santé Canada	IDDF sans pompe 5	IDDF avec pompe 5
<i>Cryptosporidium</i>	2,0E-09	2,0E-09	2,0E-09
<i>Giardia</i>	2,0E-12	2,4E-11	2,9E-11
<i>E. coli</i> O157:H7	3,9E-11	3,9E-11	3,9E-11
<i>Campylobacter</i>	3,5E-11	3,5E-11	3,5E-11
Rotavirus	5,2E-14	5,2E-14	5,2E-14

Tableau A.15-8 Comparaison des risques microbiologiques selon la méthode de Santé Canada ou IDDF pour l'installation de Pierrefonds

Microorganismes	Risque (DALY/personne par année)		
	Santé Canada ozone résiduel	IDDF ozone résiduel	IDDF décroissance d'ozone
<i>Cryptosporidium</i>	2,2E-09	2,2E-09	1,7E-09
<i>Giardia</i>	8,0E-19	9,0E-14	3,2E-16
<i>E. coli</i> O157:H7	5,4E-19	5,4E-19	5,4E-19
<i>Campylobacter</i>	4,9E-19	4,9E-19	4,9E-19
Rotavirus	7,4E-18	5,9E-17	7,4E-18

Tableau A.15-9 Comparaison des risques microbiologiques selon la méthode de Santé Canada ou IDDF pour l'installation de Chomedey

Microorganismes	Risque (DALY/personne par année)	
	Santé Canada	IDDF
<i>Cryptosporidium</i>	7,4E-09	7,6E-09
<i>Giardia</i>	9,1E-20	2,0E-19
<i>E. coli</i> O157:H7	8,1E-19	8,1E-19
<i>Campylobacter</i>	1,1E-18	1,1E-18
Rotavirus	1,7E-17	1,7E-17

Tableau A.15-10 Comparaison des risques microbiologiques selon la méthode de Santé Canada ou IDDF pour l'installation de Pont-Viau

Microorganismes	Risque (DALY/personne par année)			
	Santé Canada Usine 1	IDDF Usine 1	Santé Canada Usine 2	IDDF Usine 2
<i>Cryptosporidium</i>	2,5E-09	2,8E-09	1,0E-09	1,4E-09
<i>Giardia</i>	1,7E-19	1,7E-19	1,7E-19	1,7E-19
<i>E. coli</i> O157:H7	1,3E-18	1,3E-18	1,3E-18	1,3E-18
<i>Campylobacter</i>	1,8E-18	1,8E-18	1,8E-18	1,8E-18
Rotavirus	2,6E-17	2,6E-17	2,6E-17	2,6E-17

Tableau A.15-11 Comparaison des risques microbiologiques selon la méthode de Santé Canada ou IDDF pour l'installation de Sainte-Rose

Microorganismes	Risque (DALY/personne par année)	
	Santé Canada	IDDF
<i>Cryptosporidium</i>	2,3E-09	2,8E-09
<i>Giardia</i>	3,3E-19	3,3E-19
<i>E. coli</i> O157:H7	4,0E-18	4,0E-18
<i>Campylobacter</i>	4,5E-18	4,5E-18
Rotavirus	6,7E-17	6,7E-17

Tableau A.15-12 Risques d'infection selon la méthode de Santé Canada

Installations	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	Rotavirus	<i>Campylobacter</i>	<i>E. coli</i> O157:H7
Atwater	4,5E-03	5,4E-05	9,2E-10	5,9E-07	2,2E-07
Charles-J. Des Baillets (Est)	3,6E-03	1,7E-07	4,4E-14	2,7E-15	4,2E-16
Charles-J. Des Baillets (Ouest)	3,6E-03	1,4E-07	4,4E-14	2,7E-15	4,2E-16
Pointe-Claire (sortie 42")	1,2E-06	5,7E-13	7,2E-12	7,8E-09	2,0E-09
Pointe-Claire (sortie 36")	1,4E-06	5,7E-13	7,2E-12	7,8E-09	2,0E-09
Dorval (section 1)	2,3E-06	2,5E-10	1,0E-11	1,1E-08	2,7E-09
Dorval (section 2)	2,3E-06	1,5E-10	1,0E-11	1,1E-08	2,7E-09
Lachine	1,7E-06	4,9E-09	7,0E-12	7,6E-09	1,6E-09
Pierrefonds	1,8E-06	2,0E-15	9,9E-16	1,1E-16	2,2E-17
Chomedey	6,3E-06	2,2E-16	2,2E-15	2,4E-16	3,3E-17
Pont-Viau (usine 1)	2,1E-06	4,1E-16	3,5E-15	3,8E-16	5,4E-17
Pont-Viau (usine 2)	8,6E-07	4,1E-16	3,5E-15	3,8E-16	5,4E-17
Sainte-Rose	2,0E-06	8,1E-16	9,0E-15	9,7E-16	1,6E-16

Tableau A.15-13 Risques d'infection selon la méthode IDDF

Installations	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	Rotavirus	<i>Campylobacter</i>	<i>E. coli</i> O157:H7
Atwater	4,5E-03	2,1E-03	1,6E-05	6,7E-05	2,5E-05
Charles-J. Des Baillets (Est)	3,6E-03	3,8E-07	1,7E-12	2,7E-15	4,2E-16
Charles-J. Des Baillets (Ouest)	3,6E-03	3,4E-07	1,4E-12	2,7E-15	4,2E-16
Pointe-Claire (sortie 42")	1,3E-06	1,4E-07	7,2E-12	7,8E-09	2,0E-09
Pointe-Claire (sortie 36")	1,4E-06	3,4E-07	6,0E-11	7,8E-09	2,0E-09
Dorval (section 1)	2,3E-06	3,0E-08	1,0E-11	1,1E-08	2,7E-09
Dorval (section 2)	2,3E-06	2,3E-08	1,0E-11	1,1E-08	2,7E-09
Lachine (sans la pompe 5)	1,7E-06	6,0E-08	7,0E-12	7,6E-09	1,6E-09
Lachine (avec la pompe 5)	1,7E-06	7,2E-08	7,0E-12	7,6E-09	1,6E-09
Pierrefonds (O ₃ résiduel)	1,8E-06	2,2E-10	7,9E-15	1,1E-16	2,2E-17
Pierrefonds (décroissance O ₃)	1,4E-06	7,8E-13	9,9E-16	1,1E-16	2,2E-17
Chomedey	6,4E-06	4,9E-16	2,2E-15	2,4E-16	3,3E-17
Pont-Viau (usine 1)	2,4E-06	4,1E-16	3,5E-15	3,8E-16	5,4E-17
Pont-Viau (usine 2)	1,1E-06	4,1E-16	3,5E-15	3,8E-16	5,4E-17
Sainte-Rose	2,3E-06	8,1E-16	9,0E-15	9,7E-16	1,6E-16

ANNEXE 16 – RISQUES MICROBIOLOGIQUES MENSUELS POUR L'INSTALLATION DE PIERREFONDS

Pour l'année 2009, il y a eu un arrêt de l'ozonation pendant 3 mois (avril, mai et juin) à Pierrefonds. Pour évaluer l'impact de cet arrêt, il faut travailler sur une base mensuelle. Le tableau A.16-1 présente les résultats obtenus pour l'inactivation.

Tableau A.16-1 Inactivation totale (log) sur une base mensuelle pour l'installation de Pierrefonds
en 2009

Mois	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	Rotavirus	<i>Campylobacter</i>	<i>E. coli</i>
1	0,09	4,3	10,4	16	16
2	0,12	6,4	12	16	16
3	0,16	8,6	12	16	16
4	0,10	8	8	8	8
5	0,09	8	8	8	8
6	0,09	8	8	8	8
7	0,27	12	12	16	16
8	0,16	10,5	12	16	16
9	0,29	12	12	16	16
10	0,35	12	12	16	16
11	0,26	11,3	12	16	16
12	0,15	8,1	12	16	16

Les figures A.16-1 à A.16-5 présentent les risques microbiologiques sur une base mensuelle pour l'installation de Pierrefonds. Ces graphiques permettent de voir l'impact de l'arrêt de l'ozonation sur le risque pour les différents microorganismes.

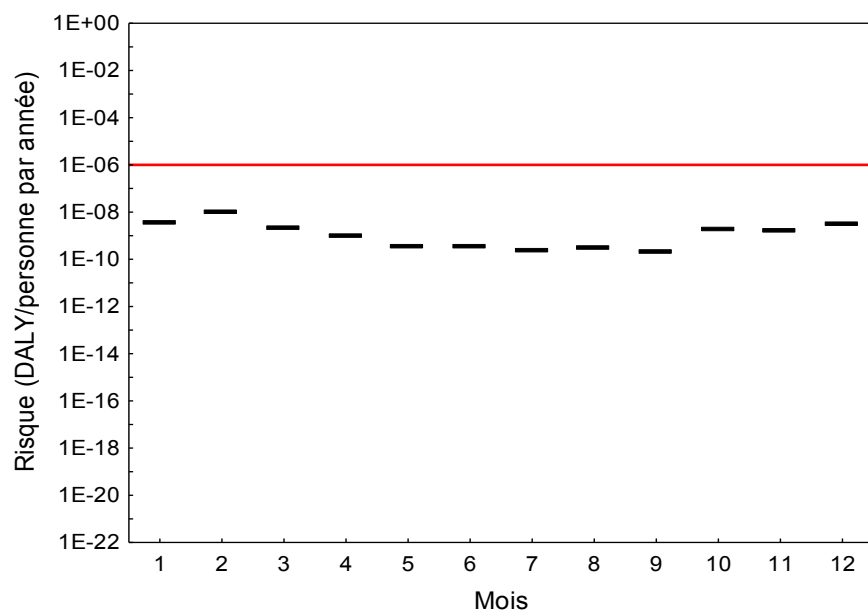


Figure A.16-1 Risque microbiologique (exprimé en DALY/personne par an) associé à *Cryptosporidium* pour l'installation de traitement de Pierrefonds

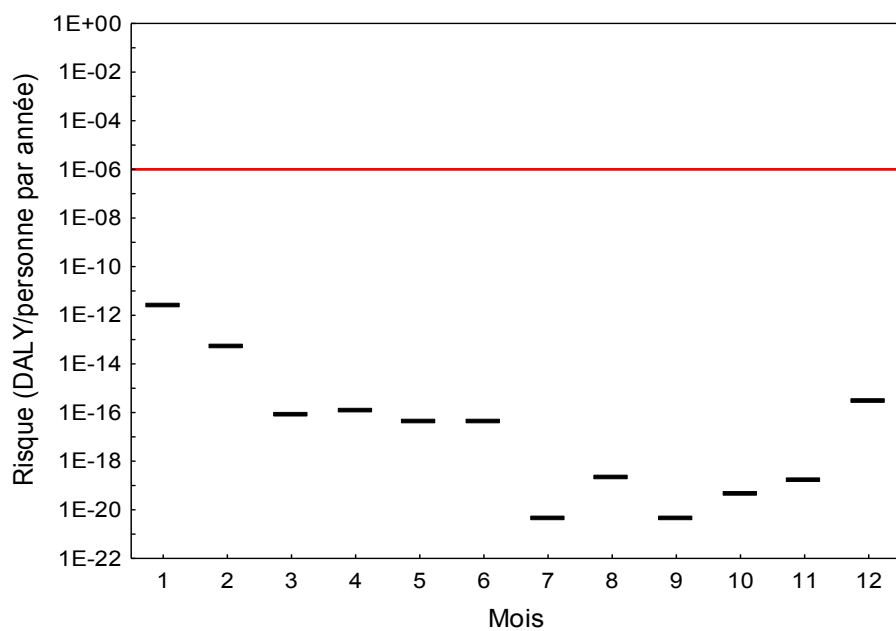


Figure A.16-2 Risque microbiologique (exprimé en DALY/personne par an) associé à *Giardia* pour l'installation de traitement de Pierrefonds

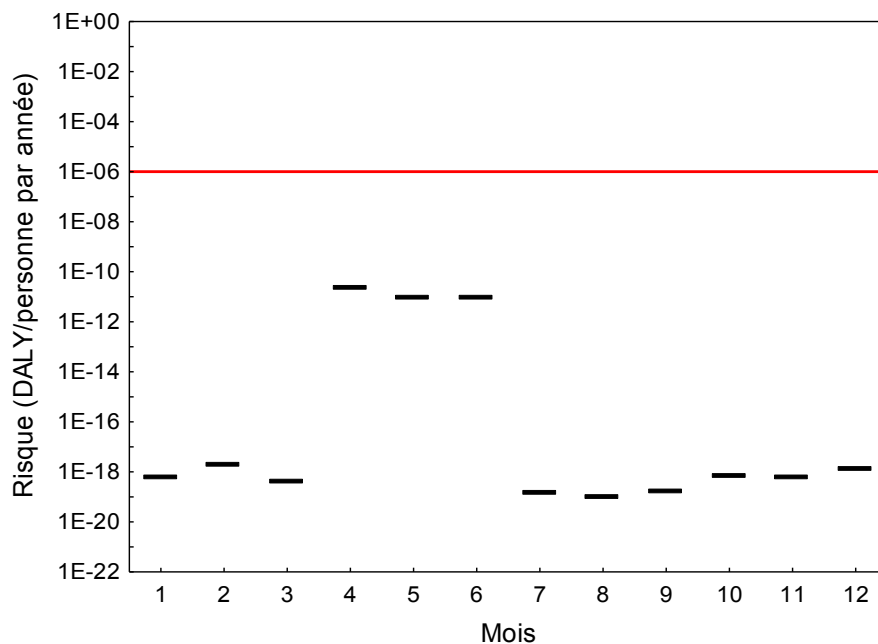


Figure A.16-3 Risque microbiologique (exprimé en DALY/personne par an) associé à *E. coli* O157:H7 pour l'installation de traitement de Pierrefonds

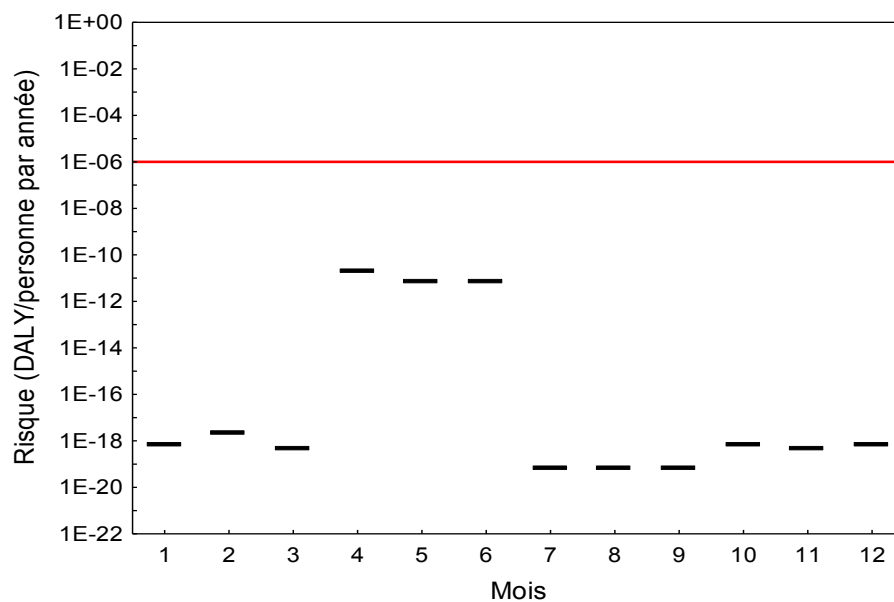


Figure A.16-4 Risque microbiologique (exprimé en DALY/personne par an) associé à *Campylobacter* pour l'installation de traitement de Pierrefonds

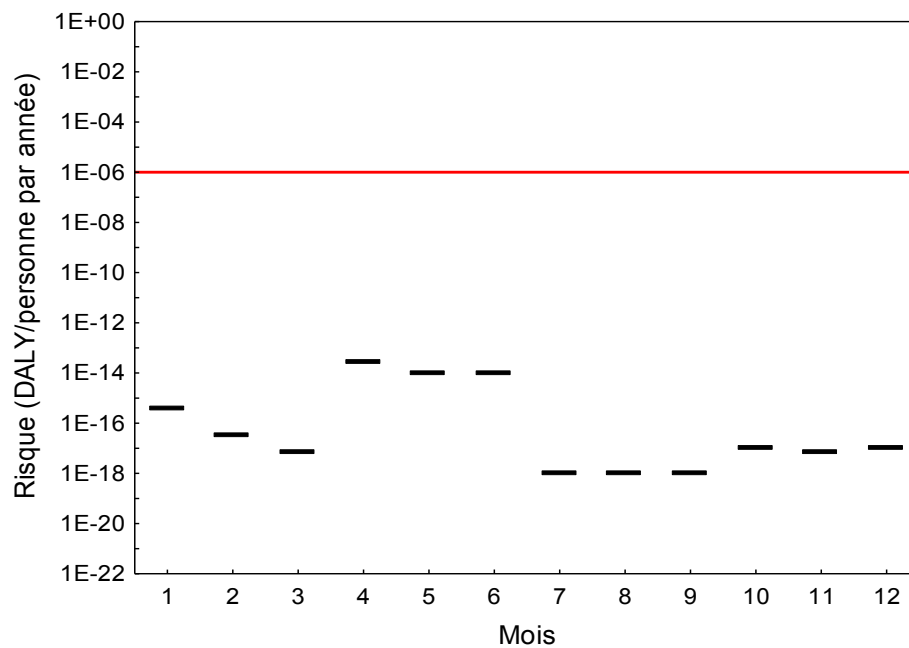


Figure A.16-5 Risque microbiologique (exprimé en DALY/personne par an) associé aux rotavirus pour l'installation de traitement de Pierrefonds